

Kostholdsråds- undersøkelse, Bergen Byfjord 2007



Amund Måge & Sylvia
Frantzen

08. mai 2008

Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning

Adresse: Postboks 2029 Nordnes, 5817 Bergen, Norway

Telefon: +47 55 90 51 00 **Faks:** +47 55 90 52 99

E-post: postmottak@nifes.no

N I F E S

NASJONALT INSTITUTT
FOR ERNÆRINGS- OG
SJØMATFORSKNING

Forord

I mange fjorder og havner langs norskekysten har det blitt innført kostholdsråd på grunn av forhøyede verdier av miljøgifter i sjømaten. Siden miljøtilstanden er i endring bør tilstanden undersøkes jevnlig slik at utviklingstrekk i positiv eller negativ lei kan oppdages og kostholdsråd revideres.

Dette arbeidet for på ny å undersøke Byfjorden i Bergen har blitt til som et spleiselag mellom Fylkesmannens miljøvernnavdeling (FMA) i Hordaland og Mattilsynet som begge har vært med å finansiere arbeidet.

Ved FMA takker vi Haakon Kryvi for konstruktive møter angående prosjektet og likeledes takker vi Mette Lorentzen ved Mattilsynet for støtte og innspill.

Videre takkes Torstein Halstenssen for stor innsats og interesse i å få fisket både fisk og krabbe og for deltagelse i innsamling av blåskjell. Vi forsto at fisningen i selve Vågen medførte så mye uhumsk i garna at de egentlig var kassable. Han takkes også for forsidefotoet.

Ved NIFES takkes Elin Kronstad og hennes gruppe bestående av Kari Pettersen, Anne Margrethe Aase, Vidar Fauskanger og Mannfred Torsvik for mottak, disseksjon og opparbeiding av sjømatprøvene.

Laboratoriet under ledelse av Annette Bjordal har stått for de fleste analyser og vi takker Berit Solli, Jorun Haugsnes, Tonja Lill Eidsvik, Edel Erdal, Laila Sedal, Karstein Heggstad, Tadesse Negash, Dagmar Nordgård, Kari Breistein Sæle og Pablo Cortez for preparering og analyse av metaller, PCB og dioksiner. Analysene av PAH ble utført av Eurofins AS.

Til sist takkes Kåre Julshamn for gjennomlesning og kommentarer til manus.

Bergen, 07.05.08

Amund Måge & Sylvia Frantzen

Sammendrag

For å gi en ny vurdering av Bergen havn med hensyn på sjømattrygghet ble det i 2007 gjennomført prøvetaking av utvalgte arter av fisk og skalldyr fra ulike deler av havneområdet nær Bergen sentrum, som så ble analysert for en rekke miljøgifter. Det ble tatt prøver av i alt 39 torsk (*Gadus morhua*), 10 brosme (*Brosme brosme*), 10 langer (*Molva molva*), 50 ål (*Anguilla anguilla*), 55 taskekrabber (*Cancer pagurus*) og 5 samleprøver av 25 blåskjell (*Mytilus edulis*). Av torsken ble det tatt ut både filetprøver og leverprøver. Ellers ble det analysert på muskelvev (filet) av de andre fiskeartene, brunmat av krabbe og hel innmat av blåskjell.

Prøvene ble analysert for metaller, med vekt på tungmetallene arsen, kvikksølv, bly og kadmium, og de organiske miljøgiftene PCB₇, dioksiner og dioksinlignende PCB samt polyaromatiske hydrokarboner (PAH). Torskefilet ble kun analysert for metaller, ellers ble de øvrige prøvene analysert for alle de ulike forbindelsene. Avhengig av art og analyse ble det enten analysert samleprøver eller individuelle prøver.

Torsk hadde gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i fileten på 0,3 mg/kg våtvekt, som er under grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt i fiskefilet, men som er høyere enn grenseverdien for kostholdsråd til gravide og ammende på 0,2 mg/kg våtvekt. Det var spesielt stor fisk fra Store Lungegårdsvann som dro opp snittet, men også de andre stasjonene hadde konsentrasjoner til dels på eller over 0,2 mg/kg. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av kvikksølv i fileten av brosme og lange på henholdsvis 0,79 og 0,67 mg/kg våtvekt er så høyt at generelt kostholdsråd må vurderes for disse artene.

Resultater fra denne undersøkelsen bekrefter at torskelever er spesielt utsatt for å kunne ta opp PCBer, med en gjennomsnittlig konsentrasjon av dioksinlignende PCB i torskelever på 450 pg TEQ/g våtvekt, som er mange ganger høyere enn den foreslåtte nye grenseverdien for dioksiner og dioksinlignende PCB i torskelever på 25 pg TEQ/g våtvekt. Det ble funnet høye verdier av dioksiner og dioksinlignende PCB også i ål, med gjennomsnitt på 22 pg TEQ/g våtvekt, og bare ål fra Laksevåg var under den spesielle EU-grensen for dioksiner pluss dioksinlignende PCB i ål på 12 pg TEQ/g. Det er altså ikke grunnlag for å oppheve gjeldende kostholdsråd med hensyn til konsum av torskelever og ål i Bergen havn.

Krabbe fra Byfjorden hadde ikke spesielt høye konsentrasjoner av metaller. Den noe høye konsentrasjonen av kadmium på gjennomsnittlig 2,5 mg/kg våtvekt er typisk for brunmat i krabbe, og siden dette er en matvare som spises relativt sjelden er den unntatt fra grenseverdiregimet. Krabbe inneholdt imidlertid mye dioksiner og dioksinlignende PCB, med en gjennomsnittlig TEQ på 32 pg/g. Selv om brunmat i krabbe er unntatt fra grenseverdier for dioksiner og dioksinlignende PCB var disse konsentrasjonene såpass høye at man må vurdere kostholdsråd også på brunmat i krabbe.

Av metallene har det tidligere i Bergensområdet spesielt vært bly som har vært problematisk i blåskjell. I denne undersøkelsen var maksimalt innhold av bly i blåskjell 0,91 mg/kg våtvekt, som er godt under grenseverdien på 1,5 mg/kg våtvekt. Blåskjell hadde heller ikke spesielt høye konsentrasjoner av organiske miljøgifter, kanskje med unntak av PAH, der benzo(a)pyren blir brukt som indikator for kreftfremkallende PAHer. Det ble funnet opp til 6,9 µg/kg våtvekt benzo(a)pyren i blåskjell, men dette er under 10 µg/kg, som er grensen som VKM har satt for ubetydelig risiko ved inntak (VKM, 2008).

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Sammendrag	3
Innledning.....	6
Materiale og metoder	8
Prøvetaking og lokaliteter	8
Opparbeiding og analyse	9
Bestemmelse av metaller med ICP-MS (NIFES metode nr. 197).....	11
Bestemmelse av PCB ₇ med GC/MS (NIFES metode nr. 137).....	11
Bestemmelse av dioksiner, furaner, non-ortoPCB og mono-orto-PCB ved HRGC/HRMS (NIFES metode nr. 228)	11
Bestemmelse av polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).....	12
Resultater og diskusjon	13
Lengde og vekt	13
Metaller	13
Metaller i torsk	13
Metaller i brosme og lange	16
Metaller i ål	17
Metaller i krabbe	17
Metaller i blåskjell.....	18
PCB ₇	19
PCB ₇ i torsk.....	19
PCB ₇ i brosme og lange	20
PCB ₇ i ål	22
PCB ₇ i krabbe	22
PCB ₇ i blåskjell	24
Dioksiner og dioksinlignende (dl) PCB	25
Dioksiner og dl PCB i torsk	25
Dioksiner og dl PCB i brosme og lange	26
Dioksiner og dl PCB i ål	27
Dioksiner og dl PCB i krabbe	27
Dioksiner og dl PCB i blåskjell.....	28
Polyaromatiske hydrokarboner (PAH).....	30
PAH i torsk.....	30
PAH i brosme og lange	30

PAH i ål.....	32
PAH i krabbe.....	32
PAH i blåskjell.....	33
Oppsummering og konklusjon.....	34
Torskefilet.....	35
Filet av dypvannsfisk - brosme og lange.....	35
Torskelever.....	35
Ål.....	35
Krabbe.....	36
Blåskjell.....	36
Geografisk avgrensning.....	36
Referanser.....	37

Innledning

Med framleggelsen av Stortingsmelding nr 12 (2001-2002) med tittelen ”Rent og rikt hav” ble det lagt et grunnlag for systematisk oppfølging av havner i fjorder i Norge som regnes som forurenset. Hensikten var også å gi muligheter for finansiering av eventuelle opprydningstiltak. I prioriteringen av områder for vurdering av tiltak har det blitt lagt vekt på ulike økologiske kriterier, men et vesentlig aspekt har også vært å se på de områder der Mattilsynet har opprettholdt kostholdsråd på grunn av for høyt innhold av miljøgifter i sjømat.

I Hordaland er det to områder som er omfattet av kostholdsråd, Sørfjorden i Hardanger og områdene rundt Bergen havn. Områdene rundt Bergen er de nest største i landet med kostholdsråd, da hele 170 km² er omfattet. Kun området med kostholdsråd i indre Oslofjord er større.

Gjennom dagens gjeldende kostholdsråd (tilgjengelig på www.matportalen.no) blir befolkningen frarådd å spise ål og fiskelever fanget i et stort område rundt Bergen, avgrenset i nord av linjene Ramsøy-Vindenes i Hjeltefjorden, Hjertås – Heggernes i Herdlefjorden og Nordhordalandsbroene i Byfjorden, og i sør av linjen Klokkarvik – Lerøy – Bjelkarøy – Milde. Dessuten frarådes konsum av all fisk og skaldyr fanget innenfor linjen Bogøya-Knappen ved Haakonssvern. Rapporten ”Kostholdsråd i norske havner og fjorder” (Økland, 2005) som ble utarbeidet for SFT, Mattilsynet og Vitenskapskomiteen for Mattrygghet (VKM) gir en oppsummering av de ulike undersøkelsene som har resultert i dette kostholdsrådet.

Kostholdsråd for Bergen ble første gang innført i 1993, i forbindelse med undersøkelser av organismer utenfor ubåtbunkersen på Laksevåg som avslørte høye konsentrasjoner av PCB i torskfilet og –lever, lomrefilet og –lever, krabbe og blåskjell (Green et al. 1992). NIVA undersøkte også Bergen havn og Byfjorden i 1993 (Skei et al. 1994), med følgende resultater:

- Torskelever og –filet, ål, skrubbefilet og lomrelever hadde PCB-konsentrasjoner høyere enn antatt høye bakgrunnsverdier.
- Konsentrasjonene av dioksiner var lave i torsk og moderat i skrubbe og krabbe
- Ikke-orto PCB (dioksinlignende PCB) var høyt i torskelever og krabbeinnmat
- PAH var høyt i blåskjell
- Det var moderate overkonsentrasjoner av bly, kobber og sink i blåskjell og tegn til forhøyet nivå av metaller i torsk- og lomrefilet

En undersøkelse av et større område i 1994 med arter og parametre som 1993-undersøkelsen viste at flere av stasjonene langt fra Bergen havn var like mye eller mer forurenset enn de sentrale stasjonene (Knutzen et al. 1994). I en undersøkelse fra området rundt Haakonssvern i 1993 ble høye konsentrasjoner av PCB og PAH funnet i blåskjell, fisk og krabbe (Knutzen og Biseth 1994).

En hovedfagsoppgave ved Universitetet i Bergen fra 1998 (Myhre, 1998) viste at det var høyt innhold av mono-orto PCB i ål fra Solheimsviken, Laksevåg, Haakonssvern, Knappen og Kolavågen. Dette førte til at det generelle kostholdsrådet ble utvidet til å gjelde likt for ål som for torskelever. Det ble også innført omsetningsforbud for ål i samme område.

Det er planer om opprensning av sedimentene i Bergen havn, men før dette gjøres er det viktig å fastslå om situasjonen har bedret seg eller forverret seg i årene siden de første undersøkelsene. Utslippene skal ha blitt redusert siden den gang, da dioksiner og PCBer har blitt forbudt å bruke og omfanget av industri har avtatt. Disse forbindelsene er imidlertid persistente og kan bli i miljøet i lang tid selv om utslippene er reduserte.

Det ble i 2000-2001 gjennomført to undersøkelser av miljøgifter (vekt på PCB) i sjømat i sjøområdene rundt Bergen. Den ene var knyttet til ål (Bøe et. al., 2001) mens den andre tok for seg flere andre fiskearter (Madssen et al., 2001). I de sistnevnte undersøkelsene ble det kun analysert for PCB₇, og stasjonene som ble prøvetatt var andre enn de som var prøvetatt for PCB₇ tidligere, slik at det i liten grad kunne fastslås noen tidstrender. Man har pr. i dag en god del data på sjømatkvalitet i Bergensområdet, men de er geografisk spredt og til dels også i ferd med å bli foreldet ut fra at det har vært gjort en del tiltak for å bedre miljøsituasjonen.

Denne undersøkelsen har hatt som mål å skaffe til veie nye data for å kunne danne tidsserier med undersøkelsene fra 1993 og 1998 og eventuelt å kunne revurdere kostholdsrådet for området i Byfjorden innenfor linjen Kvarven-Hegreneset. Det har blitt tatt prøver av filet og lever av torsk, filet av ål, brosme og lange, samt blåskjell og brunmat av krabbe som har blitt analysert for PCB₇, dioksiner og dioksinlignende PCB, PAH og metaller.

Materiale og metoder

Prøvetaking og lokaliteter

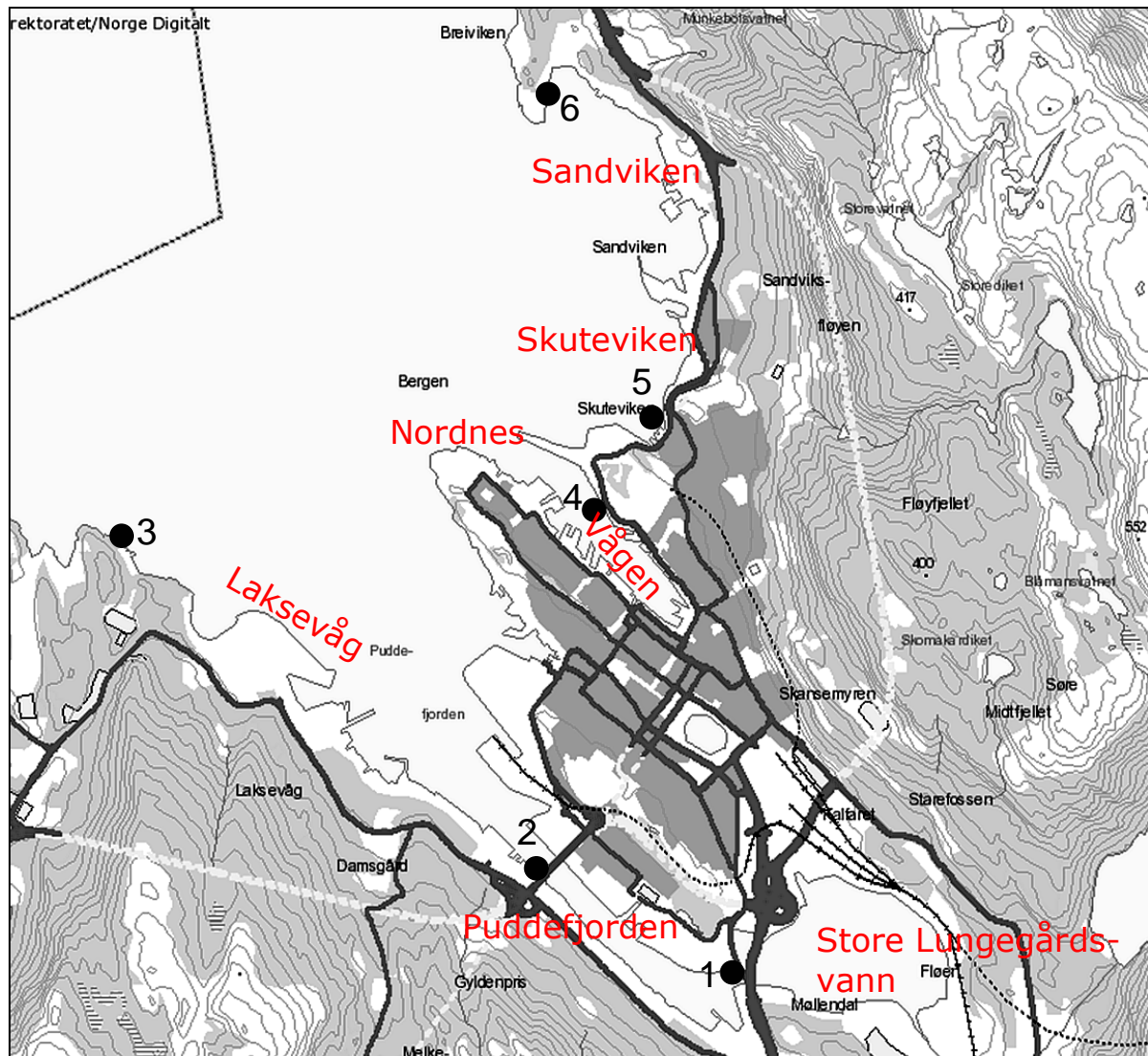
Prøvetaking ble gjort ved hjelp av fritidsfisker Torstein Halstensen og hans 16 fots sjark. Artene det ble tatt prøver av var torsk (*Gadus morhua*), brosme (*Brosme brosme*), lange (*Molva molva*), ål (*Anguilla anguilla*), taskekrabbe (*Carcinus maenas*) og blåskjell (*Mytilus edulis*). Innsamling av de fleste prøvene ble gjort i mars-april 2007, med unntak av ål som ble samlet inn 16. august og blåskjell som ble samlet inn 18. september (Tabell 1).

Torsk og krabbe ble tatt i garn, ål ble tatt i ruser, mens blåskjell ble plukket fra kaikanten ved fjære sjø. Brosme og lange ble tatt med line på rundt 300 meters dyp mellom Gravdal og Nordnes. De øvrige artene ble prøvetatt ved ulike lokaliteter fra innerst i Puddefjorden/Store Lungegårdsvann, via Ytre Puddefjord, Laksevåg, Vågen, Skuteviken og til Sandviken (Figur 1). Lokalitetene hvor de ulike artene ble fanget, dato og antall prøver er vist i tabell 1. Figur 1 og 2 viser de lokalitetene hvor det ble tatt prøver av blåskjell.

Prøvene ble levert direkte til NIFES etter prøvetaking.

Tabell 1. Dato og lokalitet for prøvetaking av de ulike artene og antall prøver.

Art	Dato	Lokalitet	Antall
Torsk	05.03.2007	Vågen	10
	07.03.2007	Puddefjorden	10
		Sandviken	9
	18.04.2007	Store Lungegårdsvann	10
Brosme	09.03.2007	Dypvann i Byfjorden	10 (2 samlepr., 5 ind.)
Lange	09.03.2007	Dypvann i Byfjorden	10 (2 samlepr., 5 ind.)*
Ål	16.08.2007	Store Lungegårdsvann	10
		Laksevåg	10
		Vågen v. Bontelabo	10
		Sandviken	10
		Byfjorden	10
Krabbe	05.03.2007	Vågen	25 (5 samlepr., 5 ind.)
	08.03.2007	Ytre Puddefjorden	10 (2 samlepr., 5 ind.)
		Sandviken	10 (2 samlepr., 5 ind.)
	18.04.2007	Store Lungegårdsvann	6 (2 samlepr., 3 ind.)
Blåskjell	18.09.2007	Gamle Nygårdsbro	1 samlepr., 25 ind.
		Puddefjordsbroen	1 samlepr., 25 ind.
		Olderneset	1 samlepr., 25 ind.
		Festningskaien	1 samlepr., 25 ind.
		Skuteviken	1 samlepr., 25 ind.
		Hegreneset	1 samlepr., 25 ind.



Figur 1. Kart over indre del av Byfjorden i Bergen, med lokaliteter hvor det ble tatt blåskjellprøver avmerket. 1) Gamle Nygårdsbro, 2) Puddefjordsbroen, 3) Olderneset, 4) Festningskaia, 5) Skuteviken, 6) Hegreneset.

Opparbeiding og analyse

I NIFES' prøvemottak ble hvert individ målt og veid, og det ble tatt ut prøver av enkeltindivid eller samleprøver, alt etter art og analyse (Tabell 2). Av torsk ble det tatt ut prøver av filet (muskelvev) og lever, mens av de andre fiskeartene ble det kun tatt ut prøver av filet. Av blåskjellene ble de bløte delene dissekert ut, og krabbene ble kokt før de spiselige delene av innmaten i "huset" ("brunmaten") ble tatt ut. Prøvene ble homogenisert før det ble tatt ut vått materiale til analyse av polyaromatiske hydrokarboner (PAH). Med unntak av leverprøver, som alltid blir analysert i vått materiale, ble resten av materialet frysetørket og homogenisert til et fint pulver. Prøvene ble veid før og etter tørking, og tørrstoffinnholdet (%) beregnet.

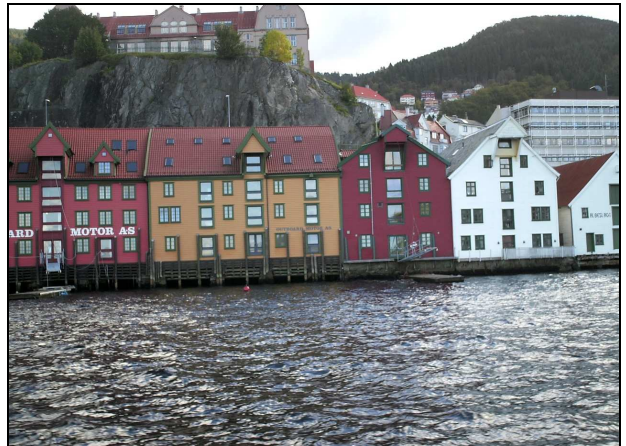
Det ble for det meste analysert samleprøver der prøver av flere individer ble slått sammen og homogenisert før analyse, med unntak av torskefilet, der det ble analysert metaller på individuell fisk, og ålefilet, der det ble analysert PCB₇ på individuell fisk (Tabell 2).



4) Festningskaien



2) Puddefjordsbroen



5) Skuteviken



3) Olderneset



6) Hegreneset

Figur 2. Bilder av fem av lokalitetene der det ble tatt blåskjellprøver. 2) Puddefjordsbroen (Damsgård), 3) Olderneset (Laksevåg), 4) Festningskaien (Vågen), 5) Skuteviken, 6) Hegreneset (Sandviken). Det ble ikke tatt bilde ved lokalitet 1, Gamle Nygårdsbro (ved Store Lungegårdsvann).

Tabell 2. Antall individer i samleprøvene for hver art og analyse

Art	Metallanalyse	PCB ₇	Dioksin	PAH
Torsk, filet	Individ			
Torsk, lever	5	5	10	5
Brosme, filet	5	5	10	5
Lange, filet	5	5	10	5
Krabbe, brunmat	3-5	3-5	6-25	3-5
Ål, filet	5	Individ	10	5
Blåskjell	25	25	25	25

Bestemmelse av metaller med ICP-MS (NIFES metode nr. 197)

Det ble veid inn to paralleller fra hvert prøvemateriale til bestemmelse av metaller. Før sluttbestemmelsen ble prøvene dekomponert i ekstra ren salpetersyre og hydrogenperoksid og oppvarmet i mikrobølgeovn (Milestone-MLS-1200 microwave oven). Alle målingene ble utført med bruk av Agilent 7500c Induktiv koplet plasma-massespektrometer (ICP-MS) med HP-datamaskin. Det ble anvendt kvantitativ ICP-MS til bestemmelse av kobber, sink, arsen, sølv, kadmium, kvikksølv og bly, og rodium ble anvendt som intern standard for å korrigere for eventuell drift i instrumentet. Riktighet og presisjon for spormetallbestemmelsene ble utført ved å analysere det sertifiserte referansematerialet Tort-2 (hepatopankreas av hummer; National Research Council, Canada). Metoden er NMKL-standard for analysen og er publisert av Julshamn et al. (2007).

Bestemmelse av PCB₇ med GC/MS (NIFES metode nr. 137)

De våte prøvene ble først ekstrahert med aceton og deretter med en blanding av aceton og heksan. Heksanfasen ble tatt vare på og behandlet med svovelsyre for fjerning av fett. Etter vasking og tørring ble heksan fjernet og erstattet med iso-oktan. Prøven ble konsentrert og deretter analysert på koblet gasskromatograf/massespektrometer (GC/MS). I gasskromatografen skjer den analytiske atskillelsen av de enkelte stoffene i prøven, mens massespektrometret sørger for identifisering og mengdebestemmelse av de enkelte komponentene. PCB₇ består av de syv kongenerne PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

Kvalitetssikring av analysemetoden ble gjort ved å analysere sertifiserte referansematerialer sammen med prøvene. I tillegg ble blindprøver inkludert for å kontrollere at bakgrunnen for de forskjellige kongenerne var tilfredsstillende. Alle analysene gav akseptable resultater vedrørende riktighet og presisjon, samt at blindprøvene var under kontroll. Metoden for klorerte hydrokarboner har deltatt i ringtest med godt resultat.

Bestemmelse av dioksiner, furaner, non-ortoPCB og mono-orto-PCB ved HRGC/HRMS (NIFES metode nr. 228)

Metoden er en tilpasning av US-EPA (Environmental Protection Agency) metoder nr 1613 og 1668. Prøven ble homogenisert og fettinnholdet bestemt. En mengde tilsvarende ca. 3 g fett ble veid inn, og en blanding av ¹³C-merkete kongener ble blandet i som internstandarder før prøven ble frysetørket. Porøsitetsmiddel (hydromatrix) ble tilsatt før ekstraksjon med heksan under hevet trykk og temperatur i en ASE 300. I opprensingen på en Power-Prep (FMS-USA) ble først fett fjernet ved nedbryting på svovelsur silica. Deretter ble det gjort en suksessiv kromatografisk opprensing ved inn- og utkobling av tre kolonner: "Multi layered silica", basisk alumina og aktivt kull. Mobilfasen ble skiftet suksessivt: Heksan, 2% DCM i heksan, 50% DCM i heksan, etylacetat og til slutt backflush med toluen.

PCDD/PCDF og non-orto PCB elueres i toluenfraksjonen. Mono-orto PCB elueres i en DCM/heksan fraksjon. Etter inndamping av aktuell fraksjon til 10 µl ble to ¹³C merkede kongenere tilsatt som "recovery standards" før analyse på høyopløsende GC/MS (HRGC/HRMS).

Metoden kvantifiserer til sammen 17 kongenere av dioksiner og furaner (PCDD/PCDF), fire kongenere non-orto PCB (PCB-77, 81, 126 og 169) og åtte kongenere mono-orto PCB (PCB-105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 og 189). Konsentrasjonene av hver kongener ble regnet om til toksinekvivalentkvotienter, TEQ (ng/kg våtvekt), og oppgitt med LOQ som laveste verdi (upperbound LOQ).

Bestemmelse av polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH-bestemmelsene ble utført av Eurofins med akkreditert metode. Prinsippet for metoden baserer seg først på en forsåpning, dernest på GPC-opprensing (dvs. en molekylstørrelses kromatografi), og til slutt bestemmes de forskjellige PAH-forbindelsene med GC/MS analyse. Følgende PAH-forbindelser ble bestemt: antracen, benzo(a)antracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(g,h)perylen, benzo(k)fluoranten, krysen/trifenylen, dibenzo(a,h)antracen, fluoranten, fluoren, indeno(1,2,3-cd)pyren, fenantren og pyren. Alle PAH-forbindelsene hadde en bestemmelsesgrense (LOQ) på 0,5 µg/kg prøve.

Resultater og diskusjon

Det området som er belagt med kostholdsråd rundt Bergen er meget stort. I dette arbeidet er det kun gjort undersøkelser i områdene nær Bergen sentrum og det er valgt å spesielt fokusere på arter og miljøgifter der vi vet at risikoen for å komme over grenseverdier er størst (se tabell 9 i oppsummering). I og med at vi har undersøkt et relativt lite område har vi valgt å først presentere dataene i tabeller som samledata for de 4-5 stasjonene under ett. I tilfeller hvor vi fant verdier over grenseverdiene eller høyere enn antatt bakgrunnsnivå har vi gjort en sammenligning mellom de ulike stasjonene, presentert i figurer.

Lengde og vekt

Data for lengde og vekt er veldig viktig å få med i studier som er rettet mot miljøgifter og kostholdsråd da det i de fleste tilfeller er slik at nivået av miljøgifter øker med størrelse på fisken. I noen tilfeller (blant annet for norsk ferskvannsfisk) har en ut fra slik kunnskap valgt å gi kostholdsråd for spesifikke fiskeslag ut fra størrelse.

Størrelse gitt som vekt (g) og lengde (cm) av de fiskene og krabbene som ble fanget ved de ulike lokalitetene i Bergen havn er vist i tabell 3.

Torsken som ble fanget varierte i størrelse fra 45 til 95 cm og fra 1,1 til 7,7 kg. De tre største individene av torsk ble tatt i Store Lungegårdsvann, alle over 75 cm og 4,4 kg. Både brosmene og langene som ble tatt var relativt store. Brosmene varierte i lengde fra 48 til 89 cm og veide fra 1,2 til 8,6 kg, mens langene varierte i lengde fra 66 til 127 cm og veide fra 1,5 til 12,3 kg. Ålen som ble fanget varierte i lengde fra 46 til 73 cm og i vekt fra 200 til 936 g. Den største ålen ble fanget ved Laksevåg, og den minste i Vågen ved Bontelabo. Krabbene hadde gjennomsnittsvekt i samleprøvene fra 423 til 465 g, og gjennomsnittlig bredde på ryggskjoldet varierte fra 16,1 til 17,7 cm.

Blåskjellene var i spiselig størrelse, det vil si fra ca. 4 cm og oppover, men de ble ikke lengdemålt.

Metaller

Konsentrasjonen av en rekke metaller i filet og lever av torsk og filet av brosme og lange er vist i tabell 4. Tilsvarende for filet av ål, innmat av krabbe og hel innmat av blåskjell er vist i tabell 5. I teksten vil det bli lagt hovedvekt på de metallene som EU har satt grenseverdier for, det vil si tungmetallene kvikksølv, kadmium og bly.

Metaller i torsk

Torskemuskel hadde kvikksølvinnhold fra 0,02 til 1,1 mg/kg våtvekt, der noen individer oversteg EUs grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt (Tabell 4). Alle torskene som oversteg grenseverdien ble fanget i Store Lungegårdsvann (Figur 3), mens alle de som ble fanget i andre deler av området hadde kvikksølvinnhold under grenseverdien. Torsk fra alle lokalitetene hadde imidlertid kvikksølvkonsentrasjoner som oversteg 0,2 mg/kg våtvekt, som er grenseverdien som ofte anvendes når det gis kostholdsråd overfor gravide og ammende (VKM, 2006).

Ifølge SFTs klassifisering av forurensning er lokaliteter med kvikksølvkonsentrasjoner i torskfilet mellom 0,1 og 0,3 mg/kg våtvekt moderat forurenset av kvikksølv, mens 0,3 til 0,5 mg/kg våtvekt er markert forurenset. Ut fra denne klassifiseringen er Store Lungegårdsvann markert kvikksølvforurenset, mens resten av det undersøkte området kun er moderat forurenset (Figur 3). Torskelever hadde kvikksølvinnhold tilsvarende som for filet.

Tabell 3. Gjennomsnitt, standardavvik, største og minste verdi av vekt (g) og lengde (cm) for torsk, ål, brosme, lange og krabbe prøvetatt ved ulike lokaliteter i Bergen havn. N er antall individer som er målt.

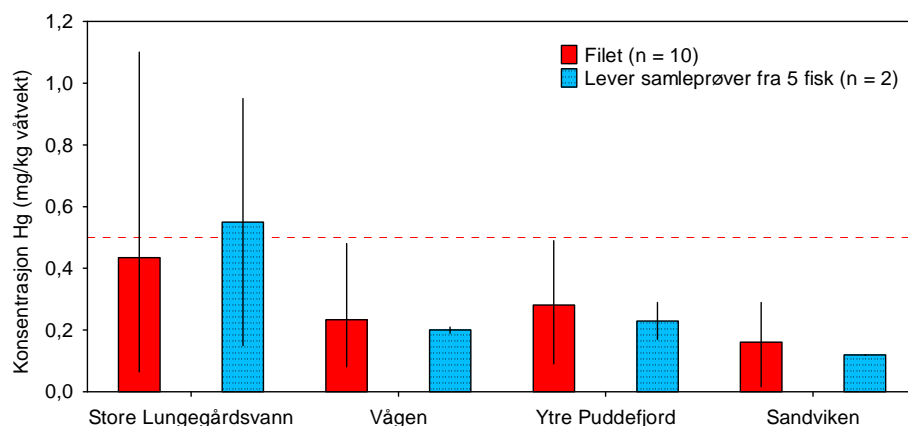
Art	Lokalitet	N	Vekt (g)			Lengde (cm)		
			snitt	min	Maks	snitt	min	maks
Torsk	Store Lungegårdsvann	10	3040±2118	1540	7660	64,6±16	47	95
	Ytre Puddefjord	10	2270±677	1340	3320	59,1±8,8	45	74
	Vågen	10	1932±540	1220	2760	55,8±6,0	47	66
	Sandviken/Hegrenes	9	1822± 582	1100	2820	54,7±7,7	46	68
Brosme ^a	Byfjorden, dypvann	2	5612±2278	1220	8640	74,9±12,0	48	89
Lange ^a	Byfjorden, dypvann	2	4728±4096	1540	12340	87,8±21,2	66	127
Ål	Store Lungegårdsvann	13	490±65	380	620	60,8±2,1	58	65
	Laksevåg	13	569±213	322	936	62,5±6,0	54	73
	Vågen/ Bontalabo	13	406±146	200	660	57,1±6,2	46	68
	Sandviken/Hegrenes	13	424±109	300	680	58,8±4,8	53	72
	Byfjorden	13	356±70	260	480	54,9±3,6	50	61
Krabbe ^{a,b}	Store Lungegårdsvann	6	465	336	658	17,7	16	18,5
	Ytre Puddefjord	10	416	333	626	17,0	15,4	20
	Vågen	25	362	113	607	16,1	11,2	19,2
	Sandviken/Hegrenes	10	423	253	576	17,4	14,5	19,5

a. Gjennomsnittslengde og gjennomsnittsvekt i samleprøver.

b. Bredder på ryggskjoldet

Både filet og lever av torsk hadde konsentrasjoner av bly og kadmium godt under grenseverdiene, med de fleste målingene under kvantifiseringsgrensene (Tabell 4). Sammenlignet med data fra miljødatabasen (www.nifes.no/sjømattedata) var kadmiumkonsentrasjonene helt normale i torskefilet og lave i torskelever. Blyinnholdet i torskefilet var ikke spesielt høyt sammenlignet med miljødatabasen, mens blyinnholdet i lever med middel ± standardavvik på 0,08 ± 0,04 mg/kg våtvekt var noe forhøyet i forhold til maksverdien på 0,07 i miljødatabasen.

Arseninnholdet i torsk var lavt, sammenlignet med villfanget torsk analysert for miljødatabasen.



Figur 3. Konsentrasjon av kvikksølv (Gjennomsnitt ± største og minste verdi) i torskfilet og torskeliver fra fire ulike lokaliteter i Byfjorden. EUs grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt er vist som stiplet linje.

Tabell 4. Samledata for konsentrasjon av metaller (mg/kg våtvekt) i filet og lever av torsk samt filet av brosme og lange fra sjøområder nær Bergen sentrum. Resultatene er gitt som middelverdi ± standardavvik (sd) og minste og største verdi.

Art	TORSK	TORSK	BROSME	LANGE
Organ	Filet	Lever	Filet	Filet
Antall prøver	39	8	2	2
As	Middel ± sd 4,1 ± 2,2	Middel ± sd 8,6 ± 3,7	Middel ± sd 4,8 ± 1,8	Middel ± sd 27 ± 3,5
	Min - maks 0,42 - 10	Min - maks 4,1 - 14	Min - maks 3,5 - 6,1	Min - maks 24 - 29
Cd	Middel ± sd	Middel ± sd	Middel ± sd	Middel ± sd
	Min - maks <0,002 - 0,010	Min - maks <0,01 - 0,065	Min - maks <0,002	Min - maks <0,002
Co	Middel ± sd	Middel ± sd	Middel ± sd	Middel ± sd
	Min - maks <0,003 - 0,006	Min - maks <0,02 - 0,05	Min - maks <0,004	Min - maks <0,004 - 0,007
Cu	Middel ± sd 0,17 ± 0,046	Middel ± sd 12 ± 4,7	Middel ± sd 0,14 ± 0,042	Middel ± sd 0,15 ± 0,021
	Min - maks 0,11 - 0,31	Min - maks 7,3 - 22	Min - maks 0,11 - 0,17	Min - maks 0,13 - 0,16
Hg	Middel ± sd 0,28 ± 0,22	Middel ± sd 0,28 ± 0,28	Middel ± sd 0,79 ± 0,09	Middel ± sd 0,67 ± 0,08
	Min - maks 0,02 - 1,1	Min - maks 0,12 - 0,95	Min - maks 0,72 - 0,85	Min - maks 0,61 - 0,73
Mn	Middel ± sd 0,076 ± 0,042	Middel ± sd 1,2 ± 0,39	Middel ± sd 0,13 ± 0,014	Middel ± sd 0,064 ± 0,012
	Min - maks 0,024 - 0,27	Min - maks 0,63 - 1,6	Min - maks 0,12 - 0,14	Min - maks 0,055 - 0,072
Mo	Middel ± sd	Middel ± sd 0,34 ± 0,47	Middel ± sd	Middel ± sd 0,60 ± 0,84
	Min - maks <0,004 - 0,26	Min - maks 0,13 - 1,5	Min - maks <0,004 - 0,018	Min - maks 0,009 - 1,2
Pb	Middel ± sd	Middel ± sd 0,08 ± 0,04	Middel ± sd	Middel ± sd
	Min - maks <0,01 - 0,027	Min - maks 0,04 - 0,14	Min - maks <0,01 - 0,011	Min - maks <0,01
Se	Middel ± sd 0,25 ± 0,05	Middel ± sd 1,3 ± 0,35	Middel ± sd 0,48 ± 0,014	Middel ± sd 0,59 ± 0,014
	Min - maks 0,19 - 0,41	Min - maks 0,95 - 2,1	Min - maks 0,47 - 0,49	Min - maks 0,58 - 0,60
Sn	Middel ± sd	Middel ± sd 0,80 ± 0,83	Middel ± sd 0,14 ± 0,04	Middel ± sd 0,08 ± 0,02
	Min - maks <0,01 - 0,44	Min - maks 0,13 - 2,4	Min - maks 0,11 - 0,17	Min - maks 0,07 - 0,09
Zn	Middel ± sd 3,9 ± 0,48	Middel ± sd 28 ± 2,9	Middel ± sd 4,6 ± 0,99	Middel ± sd 4,0 ± 0,21
	Min - maks 2,7 - 5,1	Min - maks 23 - 31	Min - maks 3,9 - 5,3	Min - maks 3,8 - 4,1

Metaller i brosme og lange

Brosme og lange fanget på dypt vann i Byfjorden hadde kvikksølvkonsentrasjoner over EUs grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt, med middelerverdi \pm standardavvik på henholdsvis $0,79 \pm 0,09$ mg/kg våtvekt og $0,67 \pm 0,08$ mg/kg våtvekt (Tabell 4). Dette er høyere enn kvikksølvkonsentrasjoner funnet i brosme og lange for miljødatabasen (www.nifes.no/sjømataidata), der de høyeste konsentrasjonene målt er 0,2 og 0,32 mg/kg våtvekt i henholdsvis brosme og lange. Kvikksølvkonsentrasjonene var også noe høyere enn det som vi har funnet i brosme og lange overvåket ved ubåtvraket U864 ved Fedje (Måge et al. 2007), der de høyeste gjennomsnittskonsentrasjonene for brosme og lange var henholdsvis 0,28 og 0,26 mg/kg våtvekt. Da det i denne undersøkelsen kun ble analysert to samleprøver på fem individer av hver av disse artene er det vanskelig å si noe om spredning mellom individer og sammenheng mellom kvikksølvinnhold og størrelse.

Konsentrasjonene av kadmium og bly var lave i brosme og lange, med nesten alle målinger under kvantifiseringsgrensene (Tabell 4). Arsenkonsentrasjonen var noe høyere i lange enn

Tabell 5. Samledata for konsentrasjon av metaller (mg/kg våtvekt) i filet av ål, innmat ("brunmat") av krabbe og bløtdeler av blåskjell fra sjøroråder nær Bergen sentrum. Resultatene er gitt som middelerverdi \pm standardavvik (sd) og minste og største verdi.

	Art	ÅL	KRABBE	BLÅSKJELL
	Organ	Filet	Innmat	Hel
	Antall prøver	10	11	5
As	Middel \pm sd	$1,8 \pm 0,46$	$18 \pm 4,9$	$1,5 \pm 0,27$
	Min - maks	1,2 - 2,7	11 - 27	1,2 - 1,9
Cd	Middel \pm sd		$2,5 \pm 1,0$	$0,081 \pm 0,034$
	Min - maks	<0,002	1,3 - 4,5	0,046 - 0,13
Co	Middel \pm sd		$0,098 \pm 0,029$	$0,036 \pm 0,012$
	Min - maks	<0,007	0,050 - 0,15	0,027 - 0,055
Cu	Middel \pm sd	$0,32 \pm 0,19$	$12 \pm 5,3$	$1,1 \pm 0,45$
	Min - maks	0,17 - 0,85	7,7 - 27	0,71 - 1,8
Hg	Middel \pm sd	$0,26 \pm 0,08$	$0,08 \pm 0,03$	$0,01 \pm 0,005$
	Min - maks	0,13 - 0,35	0,06 - 0,15	0,01 - 0,02
Mn	Middel \pm sd	$0,15 \pm 0,021$	$2,4 \pm 0,37$	$0,74 \pm 0,21$
	Min - maks	0,12 - 0,17	1,6 - 2,9	0,60 - 1,1
Mo	Middel \pm sd		$0,17 \pm 0,19$	$0,048 \pm 0,009$
	Min - maks	<0,01 - 0,024	0,065 - 0,72	0,035 - 0,057
Pb	Middel \pm sd		$0,22 \pm 0,08$	$0,68 \pm 0,30$
	Min - maks	<0,01 - 0,04	0,12 - 0,36	0,23 - 0,91
Se	Middel \pm sd	$0,45 \pm 0,086$	$1,4 \pm 0,34$	$0,24 \pm 0,019$
	Min - maks	0,34 - 0,60	0,81 - 2,2	0,21 - 0,26
Sn	Middel \pm sd	$0,20 \pm 0,18$	$1,1 \pm 1,9$	$0,39 \pm 0,40$
	Min - maks	0,04 - 0,61	0,16 - 6,9	0,09 - 1,1
Zn	Middel \pm sd	$23 \pm 4,3$	$31 \pm 5,1$	$22 \pm 7,5$
	Min - maks	16 - 30	24 - 42	16 - 35

både torsk og brosme, med $27 \pm 3,5$ mg/kg våtvekt. Dette var høyere enn det vi har funnet i lange prøvetatt for miljødatabasen, der største arsenkonsentrasjon målt er 7 mg/kg våtvekt.

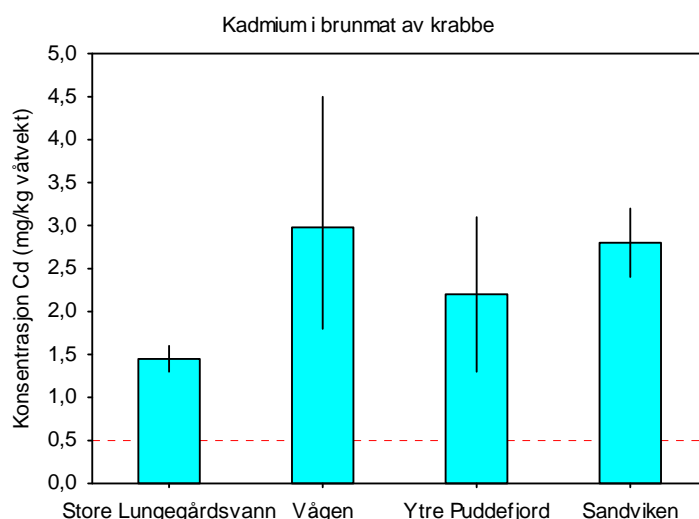
Metaller i ål

Ål fra Byfjorden hadde forholdsvis lavt innhold av metaller (Tabell 5). Konsentrasjonene av bly og kadmium var for det meste under kvantifiseringsgrensen, mens kvikksølvkonsentrasjonen varierte fra 0,13 til 0,35 mg/kg våtvekt, som er under EUs grenseverdi for kvikksølv på 0,5 mg/kg våtvekt. I en hovedfagsoppgave fant Myhre (1998) noe høyere kvikksølvkonsentrasjon i ål fra Bergen havn: fra 0,37 til 0,44 mg/kg våtvekt. 33 ål analysert for miljødatabasen i 2005 hadde stor variasjon i kvikksølvkonsentrasjoner, fra 0,02 til 0,57 mg/kg våtvekt (www.nifes.no/sjømatdata).

Metaller i krabbe

Kadmiumkonsentrasjonen i brunmat av taskekrabbe varierte fra 1,3 til 4,5 mg/kg våtvekt (Tabell 5; Figur 4). Dette er høyere enn grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt som er satt for krepsdyr, men da krabbeinnmat inneholder naturlig høyt nivå av kadmium er kadmium unntatt fra denne grenseverdien. Krabbe fra Bergen havn hadde heller ikke unormalt høyt innhold av kadmium sammenlignet med krabbe prøvetatt for miljødatabasen, der konsentrasjonene varierte fra 2,7 til 4,1 mg/kg våtvekt (www.nifes.no/sjømatdata).

Innholdet av arsen i taskekrabbe varierte fra 11 til 27 mg/kg våtvekt, men dette er heller ikke høyt i forhold til tall fra miljødatabasen, som varierer fra 15 til 30 mg/kg våtvekt. Gjennomsnittskonsentrasjonene av kvikksølv og bly var på henholdsvis $0,08 \pm 0,03$ mg/kg våtvekt og $0,22 \pm 0,08$ mg/kg våtvekt. Mens kvikksølvkonsentrasjonene tilsvarer verdier målt for miljødatabasen, var blyinnholdet i krabbe fra Byfjorden noe forhøyet sammenlignet med tall fra miljødatabasen, der høyeste konsentrasjon av bly målt i brunmat av krabbe er 0,08 mg/kg våtvekt (www.nifes.no/sjømatdata).



Figur 4. Kadmium i brunmat av krabbe (*Cancer pagurus*) prøvetatt i forskjellige deler av sjøområdene ved Bergen sentrum. Stiplet linje markerer EUs grenseverdi for krepsdyr, der det er unntak for brunmat av krabbe.

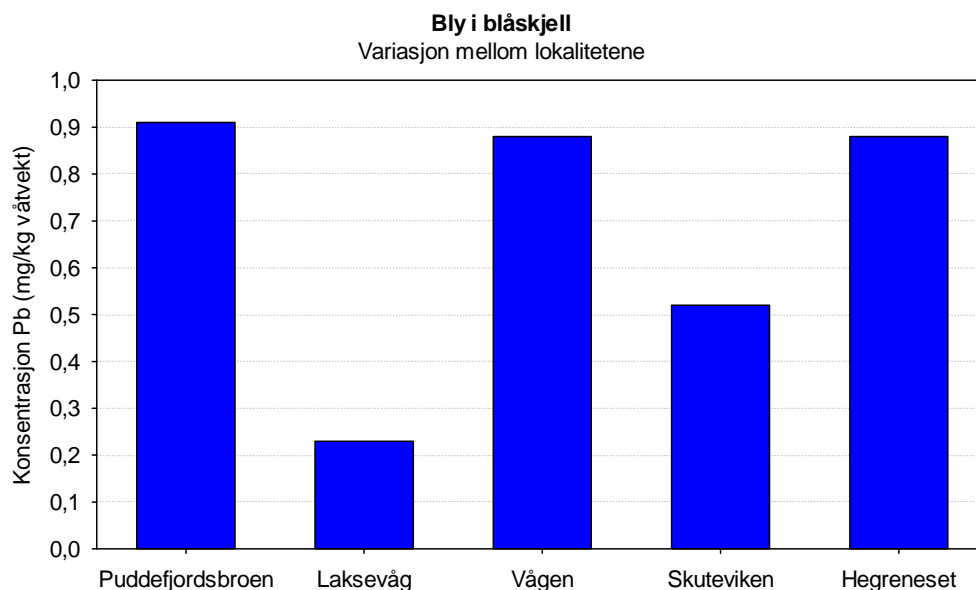
Metaller i blåskjell

Konsentrasjonene av bly i blåskjell var forholdsvis høye, med middelværdi \pm standardavvik på $0,68 \pm 0,30$ mg/kg våtvekt (Tabell 5). Til sammenligning har gjennomsnittlige blykonsentrasjoner i dyrkede blåskjell fra hele Norge overvåket gjennom flere år for Mattilsynet variert fra 0,14 til 0,22 mg/kg våtvekt (Julshamn et al. 2007).

Blykonsentrasjonene i blåskjell funnet i Bergen Byfjord i 2007 er likevel under EUs grenseverdi for bly i skjell som er 1,5 mg/kg våtvekt. SFT klassifiserer lokaliteter med konsentrasjon av bly i blåskjell under 0,5 mg/kg våtvekt som ubetydelig til lite forurenset, mens blåskjell med blykonsentrasjon mellom 0,5 og 2,5 mg/kg våtvekt indikerer en moderat forurenset lokalitet. Blyinnholdet i blåskjell varierte mye mellom de ulike lokalitetene (Figur 5). Ved Olderneset på Laksevåg var blykonsentrasjonen 0,24 mg/kg våtvekt, som indikerer ubetydelig til lite forurenset. Ved lokalitetene Puddefjordsbroen (Damsgård), Vågen (Festningskaaien), Skuteviken og Hegreneset varierte blykonsentrasjonene i blåskjell fra 0,52 til 0,91 mg/kg våtvekt, og lokalitetene er dermed klassifisert av SFT som moderat blyforurenset.

Disse dataene viser imidlertid en klar forbedring i forhold til tidligere data for blåskjell i og med at det i Bergensområdet spesielt har vært bly som har vært problematisk. En studie, også publisert internasjonalt (Andersen et al., 1996), på metall i blåskjell viste at i 1993 hadde blåskjell både fra Laksevåg og Vågen over 3 mg Pb/kg våtvekt og i 2002 hadde nivåene avtatt til i underkant av 2,0 mg Pb/kg i de samme områdene (Airas et al., 2004). Når man nå kan rapportere at samtlige verdier var under 1,0 mg Pb/kg så viser dette klart synkende tungmetallverdier og at man etter hvert ser effekten av å ta ut bly av ulike produkter (spesielt bensin).

Blåskjell fra Byfjorden hadde lave konsentrasjoner av kvikksølv, kadmium og arsen, med middelværdier på henholdsvis 0,01, 0,081 og 1,5 mg/kg våtvekt.



Figur 5. Konsentrasjoner av bly målt i blåskjell (*Mytilus edulis*) ved ulike lokaliteter i sjøområdene nær Bergen sentrum.

PCB₇

Konsentrasjoner av de ulike PCB kongenerne PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 og PCB-180, samt summen av disse som utgjør PCB₇, er vist for de ulike artene i tabell 6. Ved summering av konsentrasjonene er verdier under kvantifiseringsgrensen satt lik null. Det er ikke satt noen egne grenseverdier eller anbefalt grense for inntak for de ikke-dioksinlignende PCB'ene. SFT har imidlertid klassifisert forurensningsgrad av lokaliteter ut fra innhold av PCB₇ i blåskjell og torskelever. Det ble også gjort PCB-analyser i Bergen havn i NIVAs undersøkelse i 1993, og disse er benyttet til sammenligning.

PCB₇ i torsk

Av torsk var det bare lever som ble analysert for de organiske miljøgiftene PCB₇, dioksiner og dioksinlignende PCB og PAH. Torskelever var det materialet med høyest innhold av PCB₇, og konsentrasjonen av PCB₇ i samleprøver av torskelever varierte fra 1400 til 7900 µg/kg våtvekt (Tabell 6). Dette er svært høye verdier sammenlignet med lever fra villfanget torsk målt for miljødatabasen, der det er funnet konsentrasjoner av PCB₇ fra 11 til 389 µg/kg våtvekt.

Det var store variasjoner mellom prøvene, slik at en av de to prøvene fra Store Lungegårdsvann hadde en konsentrasjon på 7900 µg/kg våtvekt, mens de andre prøvene hadde fra 1400 til 3200 µg/kg våtvekt (Figur 6). SFT klassifiserer lokaliteter med konsentrasjoner av PCB₇ i torskelever 1500 til 4000 µg/kg våtvekt som markert forurenset og 4000-10000 µg/kg våtvekt som sterkt forurenset. De fleste av lokalitetene i Bergen havn

Tabell 6. Samledata for konsentrasjoner (middelverdi ± standardavvik samt minste og største verdi) av de ulike PCB₇-kongenerne samt summen av PCB₇ i de ulike artene prøvetatt i sjøområder nær Bergen sentrum.

	Art	Torsk	Brosme	Lange	Ål	Krabbe	Blåskjell
	Organ	Lever	Filet	Filet	Filet	Innmat	Hel
	Antall prøver	8	2	2	50	11	6
PCB 28	Middel±sd	35±20			1,4±0,8	8,2±8,1	0,24±0,05
	Min-maks	19-80	<0,06	<0,06	0,25-4,4	2,1-25	0,15-0,29
PCB 52	Middel±sd	90±36			11±11	1,3±1,8	
	Min-maks	50-160	<0,09- 0,17	<0,09- 0,12	1,1-66	0,26- 6,6	<0,09-0,63
PCB 101	Middel±sd	300±160	0,57±0,51	0,42±0,12	23±28	14±10	0,70±0,35
	Min-maks	160-640	0,21-0,93	0,33-0,50	2,1-160	6,5-44	0,32-1,1
PCB 118	Middel±sd	445±280	0,72±0,40	0,61±0,03	47±43	29±13	0,51±0,31
	Min-maks	260-1100	0,44-1,0	0,59-0,63	5,9-200	13-60	0,22-1,0
PCB 138	Middel±sd	690±590	1,5±0,91	1,3	80±58	43±19	0,92±0,66
	Min-maks	320-2100	0,82-2,1	1,3-1,3	11-240	19-78	0,33-1,8
PCB 153	Middel±sd	970±880	1,8±1,1	1,6±0,21	81±57	47±21	0,88±0,64
	Min-maks	410-3100	1,0-2,6	1,4-1,7	11-240	21-85	0,34-1,7
PCB 180	Middel±sd	250±260	0,40±0,20	0,44±0,09	18±14	11±6,0	
	Min-maks	86-880	0,26-0,54	0,37-0,50	1,8-65	4,2-23	<0,15-0,33
Sum PCB ₇	Middel±sd	2800±2200	5,1±3,3	4,4±0,0	260±190	150±69	3,8±2,0
	Min-maks	1400-7900	2,8-7,4	4,4-4,4	38-920	70-300	1,7-6,5

kommer dermed inn under kategorien markert forurenset, mens gjennomsnittskonsentrasjonen fra Store Lungegårdsvann på 4900 µg/kg våtvekt indikerer at denne lokaliteten er sterkt forurenset (Figur 6).

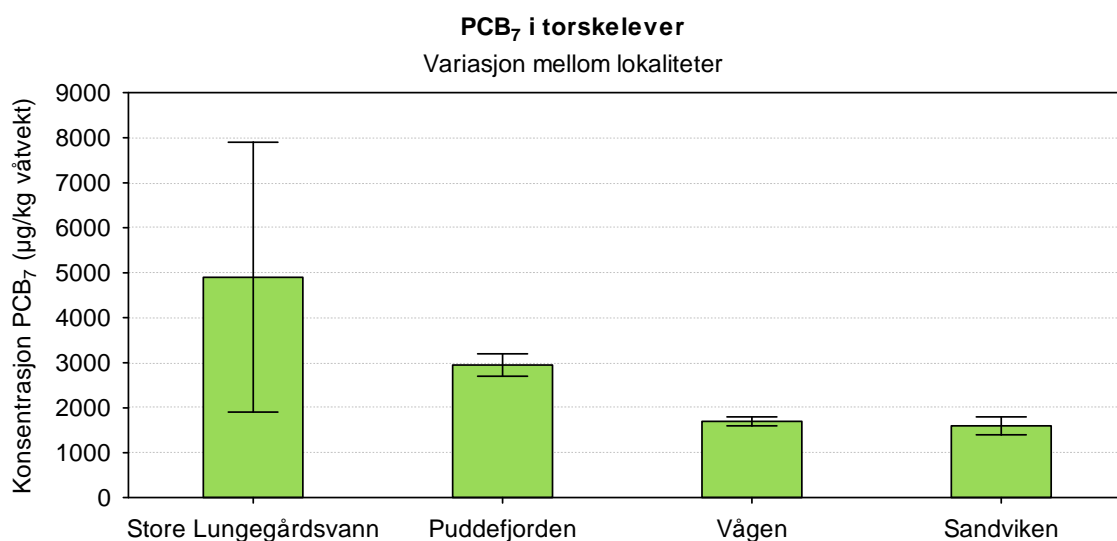
Det var stor forskjell mellom de to samleprøvene fra Store Lungegårdsvann med 1900 og 7900 µg/kg våtvekt, noe som kan skyldes forskjeller i størrelse på fisken. Det var nemlig en klar positiv sammenheng mellom konsentrasjon av PCB₇ i torskelever og fiskens størrelse (Figur 7). I Store Lungegårdsvann hadde tre av fem torsk i den samleprøven med høyest PCB₇-konsentrasjon lengde over 75 cm og vekt fra 4,4 til 7,7 kg. I 2001 fant Madsen et. al. en PCB₇-konsentrasjon i torskelever fra Store Lungegårdsvann på 2845 µg/kg våtvekt, og de torskene som ble analysert hadde en snittvekt på kun 0,9 kg.

Det har ikke vært noen betydelig nedgang i PCB₇-konsentrasjon i torskelever siden NIVAs undersøkelse i 1993 (Skei et al. 1994; Figur 8). Fisken har riktignok ikke blitt fanget på nøyaktig de samme stedene i de to undersøkelsene, men hvis vi ser bort fra de to lokalitetene med ekstreme verdier i 1993 og 2007 (Gravdal i 1993 og Store Lungegårdsvann i 2007), var gjennomsnitt ± standardavvik i 1993 2640 ± 335 µg/kg våtvekt og i 2007 2080 ± 705 µg/kg våtvekt (Figur 8). Det ser som om det har vært en viss nedgang, men det er ikke statistisk signifikant.

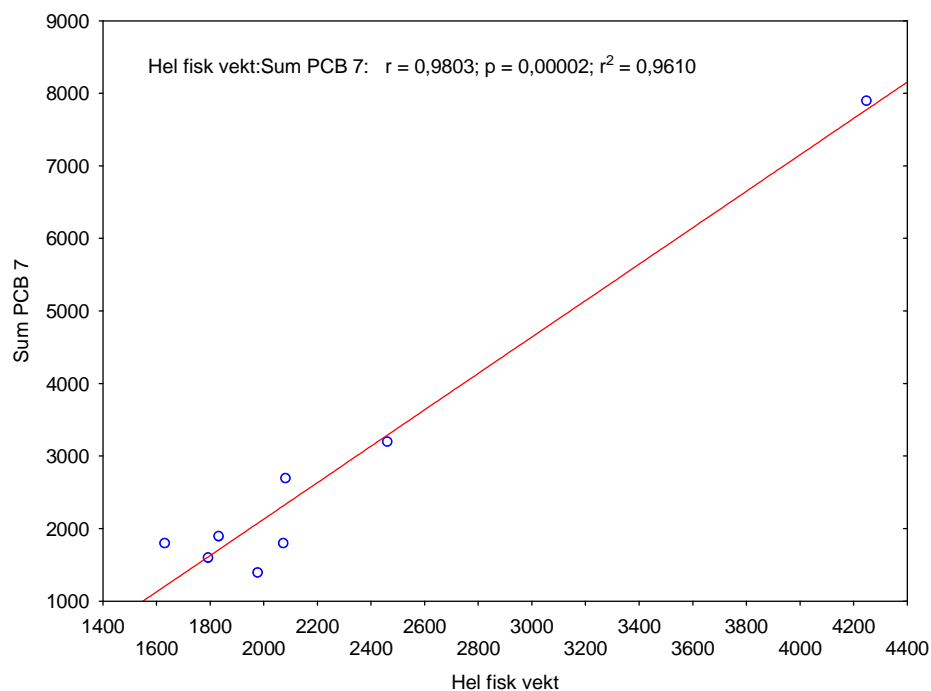
Kongenerne som dominerte var PCB-153, fulgt av PCB-138 og PCB-118 (Tabell 6).

PCB₇ i brosme og lange

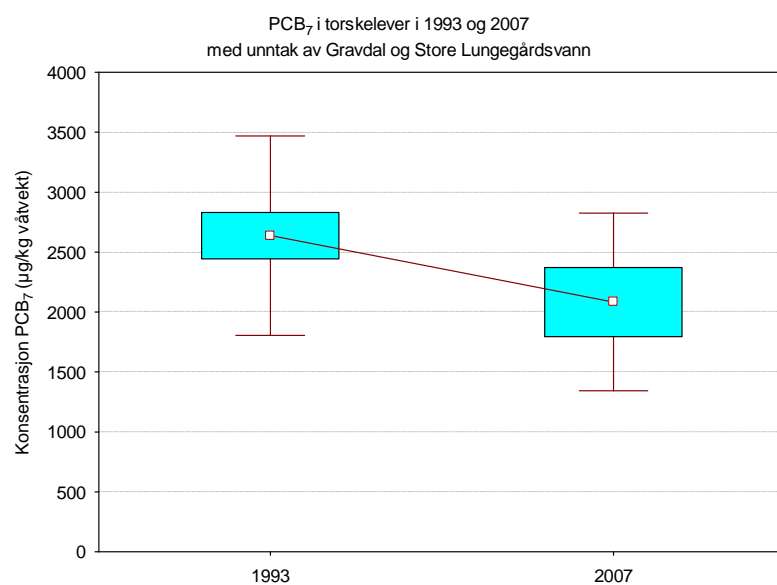
Konsentrasjonene av PCB₇ i brosme og lange fra 300 meters dyp i Byfjorden var lave sammenlignet med konsentrasjonene i blant annet torskelever, ål og krabbe fanget lenger inne i havnen (Tabell 6). Brosme og lange hadde middelverdier ± standardavvik på henholdsvis 5,1 ± 3,3 µg/kg våtvekt og 4,4 ± 0,0 µg/kg våtvekt. Dette er noe høyere enn det som har vært observert i brosme og lange prøvetatt for miljødatabasen (www.nifes.no/sjomatdata), der høyeste målte PCB₇-konsentrasjon har vært 1,1 µg/kg våtvekt for brosme og 1,6 µg/kg våtvekt for lange.



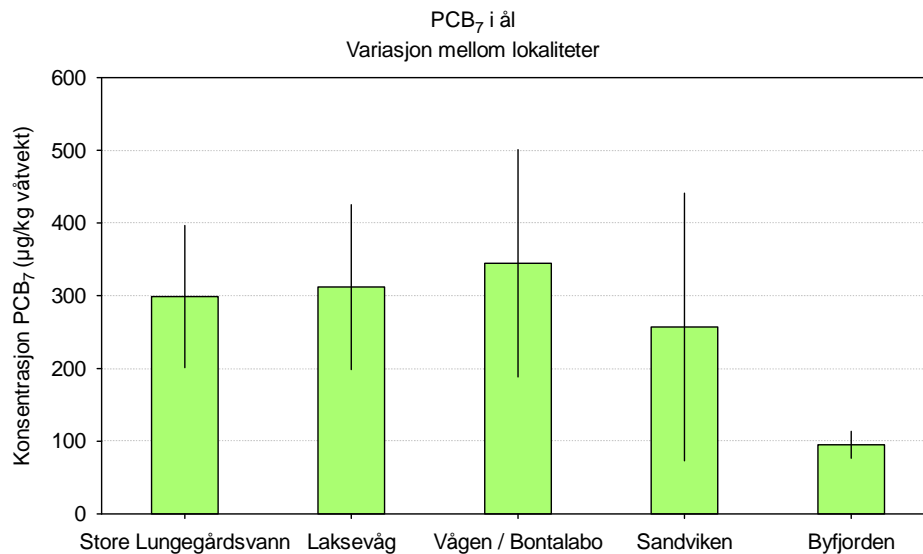
Figur 6. Torskelever. Variasjon i konsentrasjon av PCB₇ mellom de ulike lokalitetene i Bergen Byfjord. Gjennomsnitt av to samleprøver ± største og minste verdi.



Figur 7. Korrelasjon mellom konsentrasjon av PCB₇ i torskelever og gjennomsnittsvekt på fisken i samleprøvene.



Figur 8. Gjennomsnittlig konsentrasjon av PCB₇ i torskelever prøvetatt i 1993 og 2007 ved ulike lokaliteter i Bergen havn. I materialet fra 1993 er prøve fra Gravdal utelatt, og i materialet fra 2007 er Store Lungegårdsvann utelatt. Standardfeil (bokser) og 95% konfidensintervall ("whiskers") er vist.



Figur 9. Konsentrasjoner av PCB₇ i ål (*Anguilla anguilla*) fanget ved ulike lokaliteter i Bergen Byfjord. Gjennomsnitt ± 95% konfidensintervall er vist.

PCB₇ i ål

PCB₇ ble målt i filetprøver fra individuelle ål. Konsentrasjon av PCB₇ i ål hadde middelerdi ± standardavvik på 260 ± 190 µg/kg våtvekt (Tabell 6). Dette er høyt sammenlignet med tall fra miljødatabasen, der PCB₇-konsentrasjoner fra 4 til 71 µg/kg våtvekt har blitt målt i ål (www.nifes.no/sjømatdata).

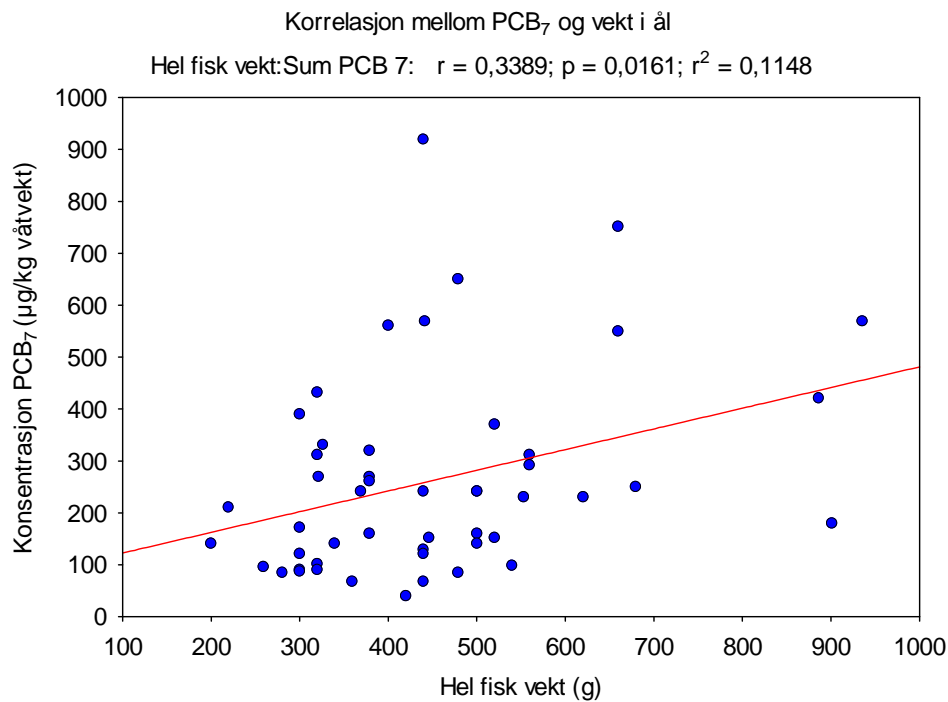
Ål fanget ute i Byfjorden hadde betydelig lavere PCB₇-konsentrasjon enn ål fra Store Lungegårdsvann, Laksevåg og Vågen (Figur 9). Ål fra Sandviken hadde PCB₇-konsentrasjoner et sted imellom. I Byfjorden var gjennomsnittlig PCB₇-konsentrasjon 95,2 µg/kg våtvekt med variasjon fra 38 til 130 µg/kg våtvekt, mens i Vågen var gjennomsnittskonsentrasjon 345 µg/kg våtvekt med variasjon fra 66 til 750 µg/kg våtvekt. I en hovedfagsoppgave fant Myhre (1998) konsentrasjoner av PCB₇ i samleprøver fra 190 µg/kg våtvekt i ål fra Sandviken, 370 µg/kg våtvekt i ål fra Solheimsviken og 950 µg/kg våtvekt i ål fra Laksevåg. Det var denne hovedfagsoppgaven som resulterte i det nåværende fangsforbudet for ål i fjordene rundt Bergen. Bøe et. al. (2001) målte gjennomsnittlig PCB₇-konsentrasjon i Solheimsviken på 350 µg/kg våtvekt. Det er således liten utvikling i forhold til våre gjennomsnittsverdier på drøyt 300 µg/kg våtvekt fra Store Lungegårdsvann og Laksevåg (Figur 9).

Det var en viss, men ikke særlig sterk, sammenheng mellom PCB₇-konsentrasjon og ålens størrelse (Figur 10), noe som tyder på at det sannsynligvis er en variasjon i PCB₇-innhold mellom lokalitetene som ikke bare skyldes variasjon i størrelse på ålen.

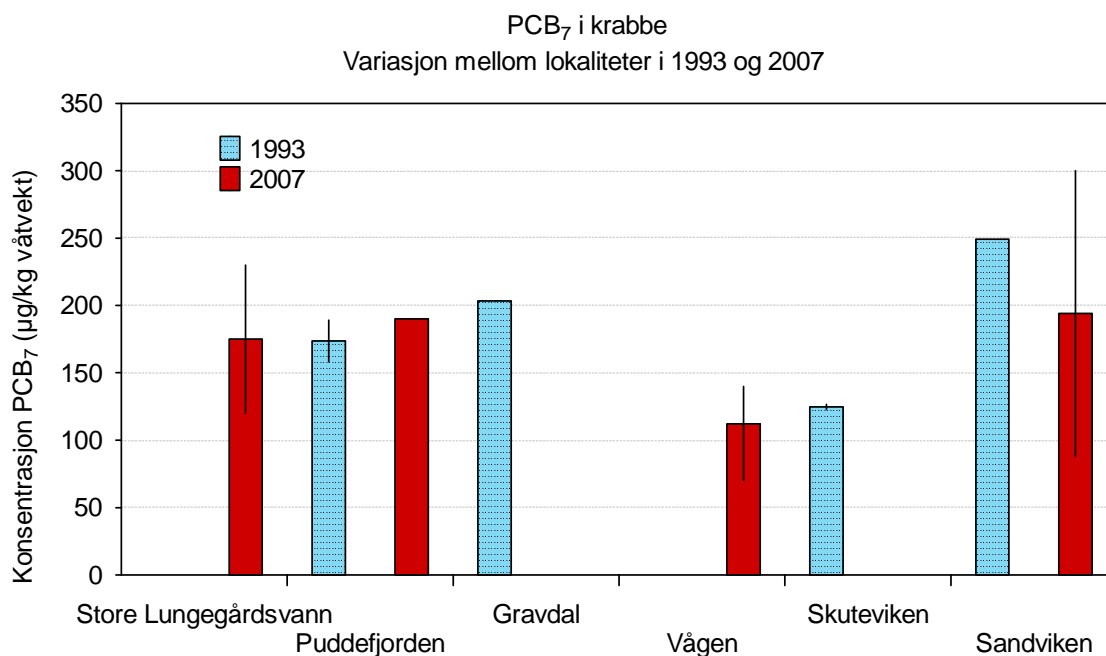
PCB₇ i krabbe

Konsentrasjonen av PCB₇ i brunmat av taskekrabbe varierte fra 70 til 300 µg/kg våtvekt med middelerdi ± standardavvik på 150 ± 69 µg/kg våtvekt (Tabell 6). Dette er høyt sammenlignet med tall fra miljødatabasen, som viser konsentrasjoner av PCB₇ i brunmat av krabbe fra 7,9 til 66 µg/kg våtvekt (www.nifes.no/sjømatdata).

Prøver av krabbe fra Vågen hadde noe lavere PCB-konsentrasjoner enn prøver av krabbe fra Store Lungegårdsvann, Puddefjorden og Sandviken (Figur 11). I Vågen varierte PCB₇-konsentrasjonene i de fem samleprøvene fra 70 til 140, mens de andre lokalitetene hadde



Figur 10. Korrelasjon mellom konsentrasjon PCB₇ og fiskevekt i ål fra ulike lokaliteter i Byfjorden.



Figur 11. Konsentrasjoner av PCB₇ i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) prøvetatt ved ulike lokaliteter i Byfjorden i 1993 (blå; Skei et al. 1994) og 2007 (rød; denne undersøkelsen). Gjennomsnitt ± største og minste verdi.

konsentrasjoner fra 88 til 300 i til sammen seks prøver. Både den høyeste og den laveste konsentrasjonen ble målt i krabber fra Sandviken.

Det var ingen betydelig sammenheng mellom målt PCB₇-konsentrasjon og gjennomsnittlig bredde på krabbene i samleprøvene, men det er mer sannsynlig at det ville ha vært en slik sammenheng hvis vi hadde analysert på enkeltindivider.

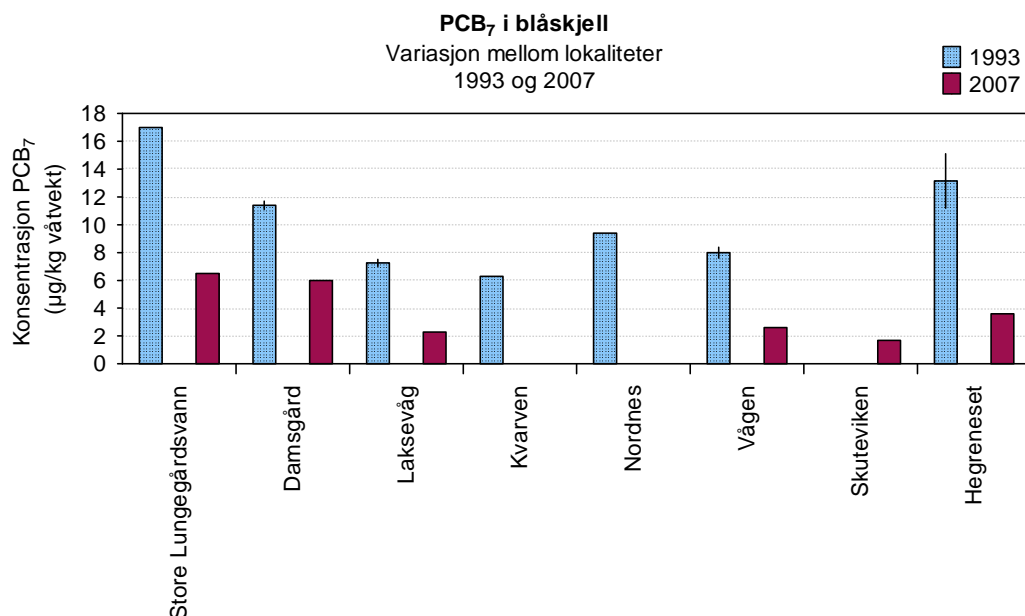
Det er ikke noe som tyder på at det har vært noen endring i PCB₇-konsentrasjon i brunmat av krabbe siden 1993 (Figur 11). De to lokalitetene som ble prøvetatt begge gangene (Puddefjorden og Sandviken) hadde påfallende like PCB₇-konsentrasjoner de to årene. Siden krabbe lever på bunnen og spiser andre bunndyr kan det muligens tyde på at mengden PCB i sedimentet har holdt seg stabil.

PCB₇ i blåskjell

Konsentrasjonen av PCB₇ i samleprøvene av blåskjell varierte fra 1,7 til 6,5 µg/kg våtvekt, med middelverdi ± standardavvik på 3,8 ± 2,0 µg/kg våtvekt (Tabell 6) Det ser ut til å ha vært en nedgang siden 1993, da konsentrasjonen av PCB₇ i blåskjell varierte fra 6,3 til 17 µg/kg våtvekt (Skei et al. 1994; Figur 12). Ettersom blåskjell tar opp fremmedstoffer ved å filtrere vannet kan dette tyde på at det er mindre PCB suspendert i vannet nå enn i 1993.

Konsentrasjonene er fortsatt relativt høye sammenlignet med dyrkede skjell fra antatt uforurensete områder. Tall fra Mattilsynets overvåkningsprogram for skjell viser gjennomsnittlig PCB₇-innhold i blåskjell fra 0,20 til 0,65 µg/kg våtvekt i perioden 2003 til 2006 (Julshamn et al. 2007).

SFT klassifiserer lokaliteter med konsentrasjon PCB₇ i blåskjell mindre enn 4 µg/kg våtvekt som ubetydelig til lite forurenset, mens de med fra 4 til 15 µg/kg våtvekt regnes som moderat forurenset. Ifølge denne klassifiseringen regnes Store Lungegårdsvann og Damsgård som



Figur 12. Konsentrasjoner av PCB₇ i blåskjell (*Mytilus edulis*) prøvetatt ved ulike lokaliteter i Bergen havn i 1993 (Skei et al. 1994) og 2007 (denne rapporten). I 2007 er det bare målt en samleprøve pr. lokalitet, og for 1993 er gjennomsnitt ± største og minste verdi av to prøver vist.

moderat forurensede lokaliteter, med henholdsvis 6,5 og 6,0 µg/kg våtvekt (Figur 12). Laksevåg, Vågen, Skuteviken og Hegreneset regnes som ubetydelig til lite forurenset, med konsentrasjoner fra 1,7 til 3,6 µg/kg våtvekt.

Dioksiner og dioksinlignende (dl) PCB

I EU og Norge har mye av fokuset som har vært på PCB i mat dreidd over fra PCB₇ til dioksinlignende PCB. Årsaken til dette er at det har vært enklere å etablere inntaksgrenser for dioksiner sammen med de planare (dioksinlignende) PCB-ene. Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) har nylig uttalt at det ikke er nødvendig med egne grenser for PCB₇ i og med at det er innført grenser for dioksiner og dioksinlignende PCB (VKM, 2008). Denne rapporten viser også til muligheter og problemer med å sammenligne tall for PCB₇ med tall for dioksiner og dioksinlignende PCB.

Dioksiner og dioksinlignende PCB består av en lang rekke forbindelser av de fire gruppene dioksiner, furaner, non-orto PCB og mono-orto PCB. Konsentrasjonene av hver av forbindelse er regnet om til toksinekvivalenter (TEQ, pg/g våtvekt) før de er summert. Resultatene av analysene av dioksiner (PCDD), furaner (PCDF), non-orto PCB og mono-orto PCB samt summene av disse er vist i tabell 7. PCDD og PCDF omtales ofte som dioksin, mens non-orto og mono-orto PCB er de dioksinlignende (dl) PCB.

Dioksiner og dl PCB i torsk

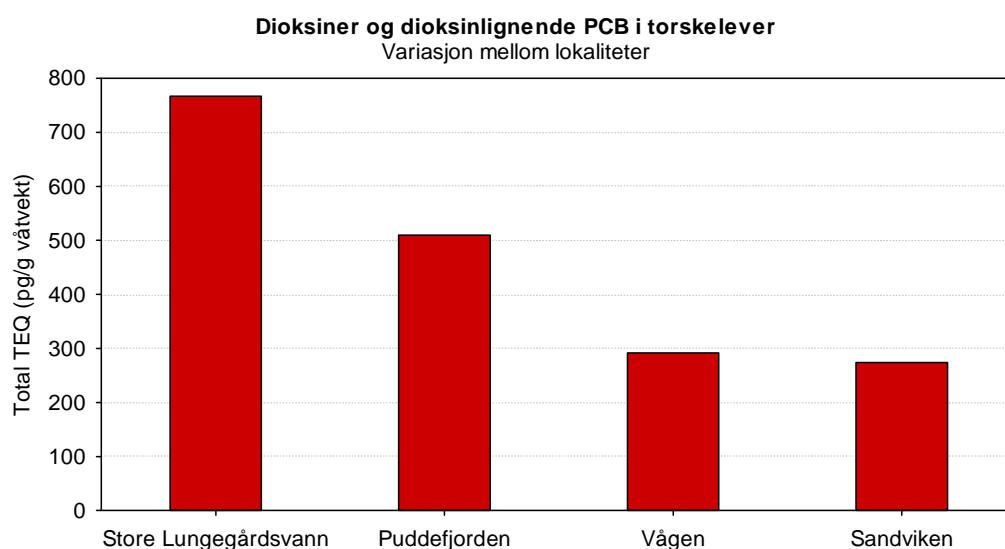
Konsentrasjon av sum TEQ (dioksiner og dioksinlignende PCB) i torskelever varierte fra 270 til 770 pg TEQ/g våtvekt, med middelværdi ± standardavvik på 461 ± 230 pg TEQ/g våtvekt (Tabell 7). Dette er langt over EUs grenseverdi som er foreslått for fiskelever på 25 pg TEQ/g våtvekt. Det er foreslått en relativt høy grenseverdi for torskelever fordi torskelever akkumulerer mye dioksiner og dioksinlignende PCB, selv i antatt uforurensede områder. I torskelever fra Barentshavet i 2007 var gjennomsnittlig konsentrasjon av dioksiner og dioksinlignende PCB 23 pg TEQ/g våtvekt, og maksverdien var så høy som 110 pg TEQ/g våtvekt (www.nifes.no/sjõmatdata).

Non-orto og mono-orto PCB utgjorde størstedelen av TEQ, med henholdsvis 247 ± 140 og 205 ± 91 pg TEQ/g våtvekt og sum dl PCB 452 ± 231 pg TEQ/g våtvekt (Tabell 7). Konsentrasjonen av dioksin (PCDD+PCDF) varierte fra 7,8 til 9,6 pg TEQ/g våtvekt. I 1993 var dioksinkonsentrasjonen fra 8,1 til 11 pg TEQ/g våtvekt i Puddefjorden og ved Eidsvåg, og det er ikke noe som tyder på endring. Begge årene kom konsentrasjonen av dioksin i torskelever inn under SFTs klassifisering "ubetydelig til lite forurenset", som gjelder lokaliteter med konsentrasjoner i torskelever under 15 pg TEQ/g våtvekt. SFT har ikke en tilsvarende klassifisering for dioksinlignende PCB, men nivået av dioksinlignende PCB i torskelever fra Bergen havn tyder på at området fortsatt er forurenset av dioksinlignende PCB så vel som PCB₇.

Figur 13 viser hvordan dioksiner og dioksinlignende PCB varierte mellom lokalitetene i Bergen havn i denne undersøkelsen. Det var høyest TEQ i Store Lungegårdsvann, mindre i Puddefjorden, og minst i Vågen og Sandviken. Dette reflekterer sannsynligvis ikke forskjeller i forureningsgrad, da det trolig skyldes variasjoner i størrelse, ettersom de største torskene ble tatt i Store Lungegårdsvann. Det var en betydelig sammenheng ($R^2=0,99$, $p=0,004$) mellom TEQ i torskelever og gjennomsnittslengde på torsken i samleprøvene (Figur 14).

Tabell 7. Samledata for dioksiner og dioksinlignende PCB i sjømat fra sjømråder nær Bergen sentrum, ng TE /kg våtvekt

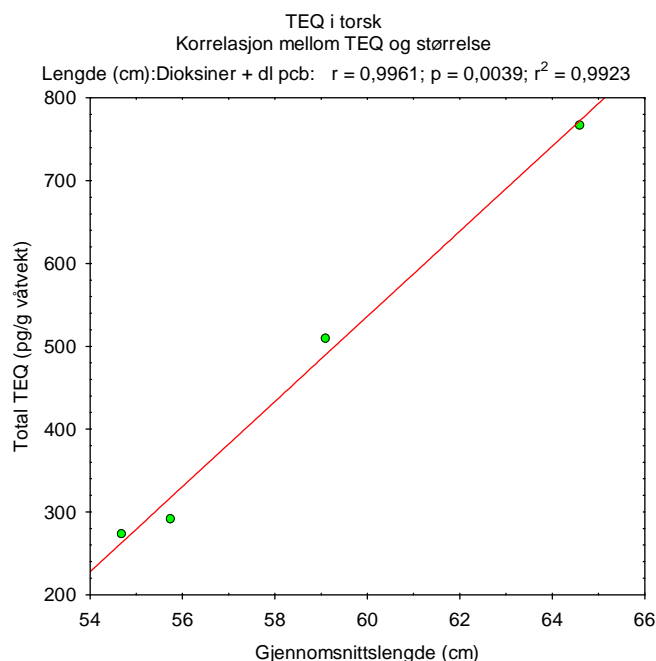
	Art	Torskelever	Brosme	Lange	Ål	Krabbe	Blåskjell
	Antall prøver	4	1	1	5	4	6
Sum non-orto PCB	Middel±sd	247±140	0,52	0,49	6,90±2,37	14,7±3,4	0,44±0,34
	Min-maks	130-430			3,3-9,8	11-18	0,19-1,1
Sum mono-orto PCB	Middel±sd	205±91	0,56	0,49	14,7±6,58	11,8±2,32	0,175±0,108
	Min-maks	130-330			4,3-22	8,5-14	0,07-0,36
Sum PCDD	Middel±sd	4,32±0,51	0,04	0,03	0,41±0,16	1,88±0,153	0,12±0,023
	Min-maks	3,6-4,7			0,30-0,69	1,7-2,0	0,08-0,14
Sum PCDF	Middel±sd	4,54±0,89	0,04	0,03	0,37±0,08	3,44±0,15	0,16±0,06
	Min-maks	3,2-5,1			0,30-0,49	3,2-3,6	0,09-0,25
DL PCB	Middel±sd	452±231	1,1	0,98	21,6±8,6	26,6±5,11	0,61±0,44
	Min-maks	270-760			7,7-30	19-30	0,26-1,4
Dioksin	Middel±sd	8,87±0,87	0,08	0,06	0,78±0,19	5,31±0,26	0,27±0,08
	Min-maks	7,8-9,6			0,62-1,1	4,9-5,5	0,17-0,38
Dioksiner + dl pcb	Middel±sd	461±230	1,2	1,0	22,4±8,8	31,9±5,34	0,88±0,51
	Min-maks	270-770			8,3-31	24-36	0,45-1,8



Figur 13. Konsentrasjon av dioksiner og dioksinlignede pcb (SUM TEQ, pg/g våtvekt) målt i samleprøver av torskelever fra ulike lokaliteter i Bergen havn.

Dioksiner og dl PCB i brosmen og lange

Konsentrasjonene av dioksiner og dioksinlignende PCB (Sum TEQ) i samleprøver av filett fra brosmen og lange fra dypt vann i Byfjorden var henholdsvis 1,2 og 1,0 pg TEQ/g våtvekt (Tabell 7). Verdiene var under EUs grenseverdi for fiskefilett på 8 pg TEQ/g våtvekt, men var likevel relativt høye sammenlignet med tall fra miljødatabasen, der 0,27 og 0,18 pg TEQ/g våtvekt var de største verdiene i henholdsvis brosmen og lange (www.nifes.no/sjømatdata).



Figur 14. Korrelasjon mellom konsentrasjon av dioksiner og dioksinlignende PCB, uttrykt som TEQ, og gjennomsnittlig lengde på fisken i samleprøvene (10 fisk).

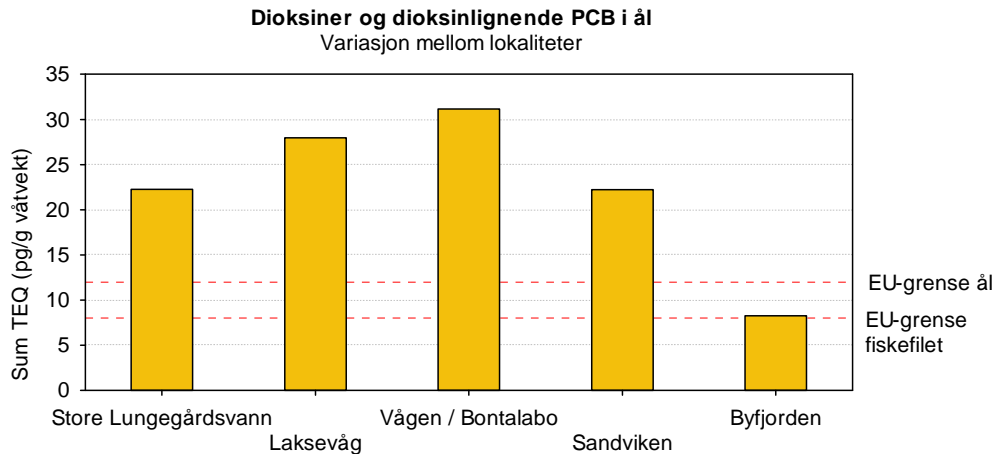
Dioksiner og dl PCB i ål

Samleprøver av ål fanget i Bergen havn hadde konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB (sum TEQ) fra 8,3 til 31 pg TEQ/g våtvekt og middelerdi \pm standardavvik på $22 \pm 8,8$ pg TEQ/g våtvekt (Tabell 7). Dette er langt høyere enn den spesielle grenseverdien for ål på 12 pg TEQ/g våtvekt. Non-orto og mono-orto PCB dominerte, med middelerdi av sum dioksinlignende PCB på 21,6 pg TEQ/g våtvekt. I sjømatdata er den høyeste konsentrasjonen av dioksinlignende PCB som er målt i ål 5,6 pg TEQ/g våtvekt.

Konsentrasjonene av dioksiner og dioksinlignende PCB var lavere ute i den åpne Byfjorden enn inne i havneområdene (Figur 15), tilsvarende som for PCB₇ (Figur 9). Lokaliteten ute i Byfjorden hadde en konsentrasjon av dioksiner og dioksinlignende PCB i ål på 8,3 pg TEQ/g våtvekt, som er omtrent på nivå med grenseverdien for fiskefilet på 8 pg TEQ/g våtvekt (grensen er 12 for ål). Den samme ålen hadde en gjennomsnittskonsentrasjon av PCB₇ på 95 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, og tidligere vurderte man 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt PCB₇ som en grense for forurenset ål (Bøe et al., 2001). Med den stabilitet det er i kongenersammensetning kan man bruke, i alle fall som en tommelfingerregel at ål under 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt PCB₇ også vil holde grensen for dioksin og dioksinlignende PCB.

Dioksiner og dl PCB i krabbe

Brunmat av krabbe fra Bergen havn hadde konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB fra 24 til 36 pg TEQ/g våtvekt, med middelerdi \pm våtvekt på $32 \pm 5,3$ pg TEQ/g våtvekt (Tabell 7). Dette er langt over EUs grenseverdi for sjømat på 8 pg TEQ/g våtvekt, men som for kadmium er brunmat i krabbe unntatt for grenseverdien på grunn av lavt forbruk. Konsentrasjonen av dioksin (PCDD+PCDF), varierte fra 4,9 til 5,5 pg TEQ/g våtvekt, alle over EUs grenseverdi for dioksin på 4 pg TEQ/g våtvekt, som heller ikke gjelder for krabbe.



Figur 15. Konsentrasjon av dioksiner og dioksinlignende PCB, uttrykt som TEQ (pg/g våtvekt) i samleprøver av 10 ål (*Anguilla anguilla*) fra ulike lokaliteter i Bergen Byfjord. De stiplede linjene viser hvilke grenseverdier EU har satt for dioksiner og dioksinlignende PCB i ål og annen fiskefilet.

Det var non-orto og mono-orto PCB som dominerte, med gjennomsnittlige konsentrasjoner på henholdsvis 14,7 og 11,8 pg TEQ/g våtvekt (Tabell 7). I NIVAs undersøkelse fra 1993 ble det målt dioksiner og non-orto PCB i krabbe fra Skuteviken, og de fant konsentrasjon non-orto PCB på 139,2 pg TEQ/g våtvekt og dioksin på 56,2 (Skei et al., 1994). Basert på den enkle prøven fra 1993 kan det se ut som om dioksiner og dioksinlignende PCB i krabbe har avtatt fra 1993 til 2007.

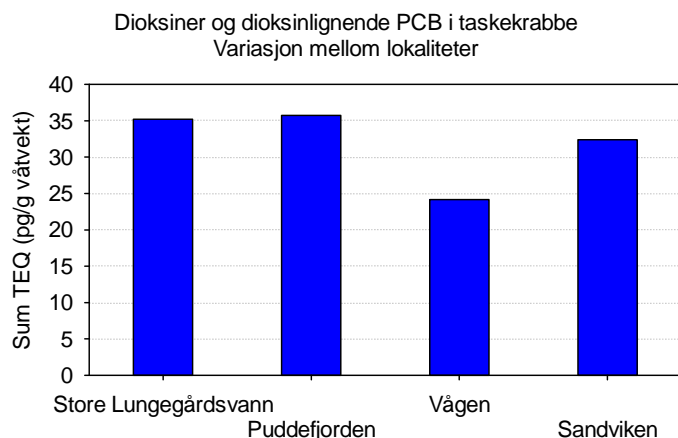
Variasjon mellom lokaliteter i konsentrasjon og sammensetning av dioksinlignende PCB er vist i figur 16. Det ser ut til at det var noe lavere konsentrasjon i Vågen enn i Store Lungegårdsvann, Ytre Puddefjord og Sandviken. Variasjonen mellom lokaliteter reflekterer den variasjonen som ble funnet for PCB₇ (Figur 11).

Selv om brunmat i krabbe generelt er unntatt for grenseverdien, kan det være nødvendig å gi kostholdsråd når dioksinverdiene blir så høye, spesielt for verdier som er høyere enn den grensen på 25 pg TEQ/g våtvekt, som man nå har kommet fram til for torskelever.

Dioksiner og dl PCB i blåskjell

Samleprøver av blåskjell prøvetatt ulike steder i Bergen havn hadde gjennomsnittskonsentrasjoner \pm standardavvik av dioksiner og dioksinlignende PCB på $0,88 \pm 0,51$ pg TEQ/g våtvekt (Tabell 7). Dette er noe høyere enn dyrkede skjell analysert for Mattilsynets overvåkningsprogram i perioden 2003-2006, som hadde gjennomsnittskonsentrasjoner mellom 0,15 og 0,20 pg TEQ/g våtvekt (Julshamn et al. 2007). Det er likevel langt under EUs grenseverdi på 8 pg TEQ/g våtvekt.

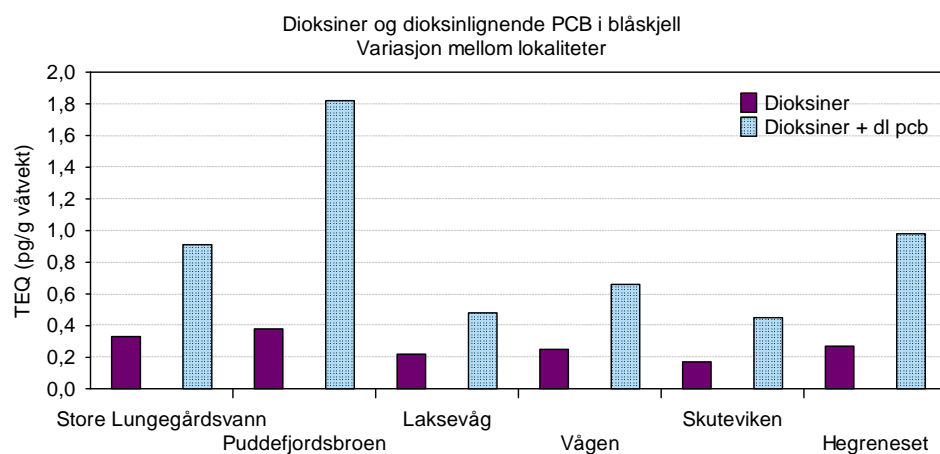
Non-orto PCB utgjorde i snitt halvparten av total TEQ, med en middelværdi på 0,44 pg TEQ/g våtvekt (Tabell 7).



Figur 16. Konsentrasjon av dioksiner og dioksinlignende PCB i samleprøver av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike lokaliteter i Bergen havn.

Det var ganske stor variasjon mellom lokaliteter, der blåskjell fra rett under Puddefjordsbroen hadde høyest konsentrasjon av dioksiner og dioksinlignende PCB med 1,8 pg TEQ/g våtvekt (Figur 17). Den laveste konsentrasjonen ble målt i blåskjellprøven fra Skuteviken, med 0,45 pg TEQ/g våtvekt.

SFT har klassifisert lokaliteter ut fra innhold av dioksin (PCDD+PCDF) i blåskjell. Der er lokaliteter med dioksinkonsentrasjoner i blåskjell under 0,2 pg TEQ/g våtvekt regnet å være ubetydelig til lite forurenset. Skuteviken kom såvidt innunder denne kategorien, med en dioksinkonsentrasjon i blåskjell på 0,17 pg TEQ/g våtvekt (Figur 17). Alle de andre lokalitetene hadde dioksinkonsentrasjoner fra 0,22 til 0,38 pg TEQ/g våtvekt, og er dermed klassifisert som moderat forurenset, som gjelder konsentrasjoner fra 0,2 til 0,5 pg TEQ/g våtvekt.



Figur 17. Konsentrasjon (pg TEQ/g våtvekt) av dioksiner (mørk) og summen av dioksiner og dioksinlignende PCB (lys med prikker) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike lokaliteter i Byfjorden i Bergen.

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

Det ble analysert for en rekke ulike PAH-forbindelser, og konsentrasjonene ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av hver av disse analysert i torskelever, filet av ål, brosme og lange samt brunmat av krabbe og bløtdeler av blåskjell fra Bergen havn er vist i tabell 8. Summen av alle positivt identifiserte PAH er også gitt, der konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen er satt lik null.

PAH i torsk

Konsentrasjonen av alle positivt identifiserte polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i samleprøver av torskelever var i gjennomsnitt $9,6 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, med variasjon fra $5,9$ til $14 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Tabell 8). PAH-innholdet var dominert av fenantren, som hadde konsentrasjoner fra $1,0$ til $12 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. I Sandviken utgjorde også fluoren en relativt stor andel, med $7,4 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Figur 18). Konsentrasjonen av benzo(a)pyren, som er den giftigste av PAHene, var under kvantifiseringsgrensen i alle prøvene (Tabell 8).

I 1993 var det relativt høy konsentrasjon av naftalener i torskelever ved ulike lokaliteter i Bergen havn (Skei et al. 1994). Disse var ikke med blant analyttene som ble analysert for i denne undersøkelsen i og med at de ikke er blant de kreftremkallende PAH-ene.

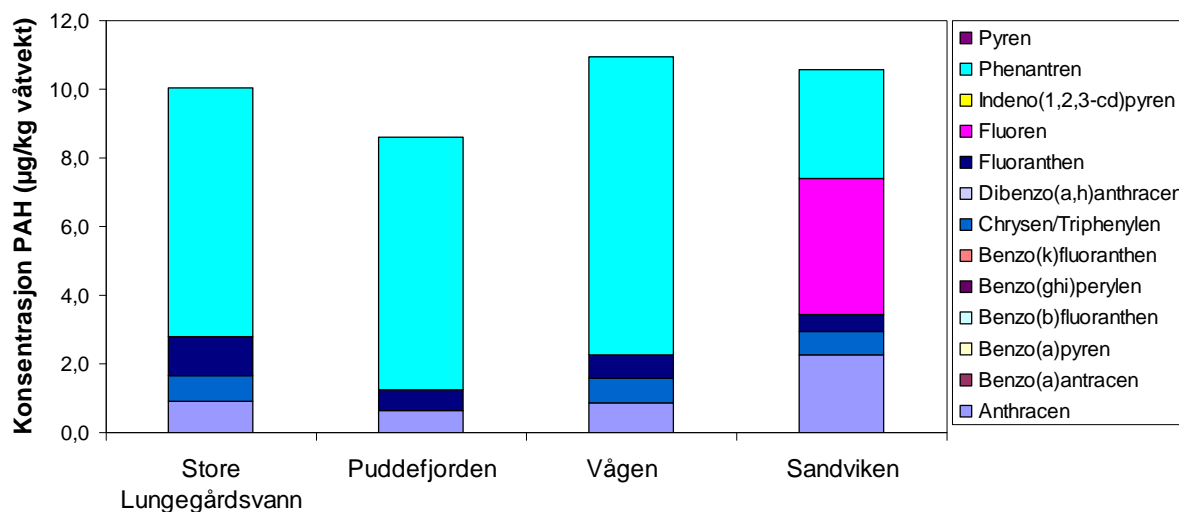
PAH i brosme og lange

Konsentrasjonene i filet av brosme og lange av alle de PAH-forbindelsene det ble analysert for var under kvantifiseringsgrensen (Tabell 8).

Tabell 8. Konsentrasjon av ulike PAH-forbindelser i torskelever, filet av brosme, lange og ål, innmat av krabbe og bløte deler av blåskjell.

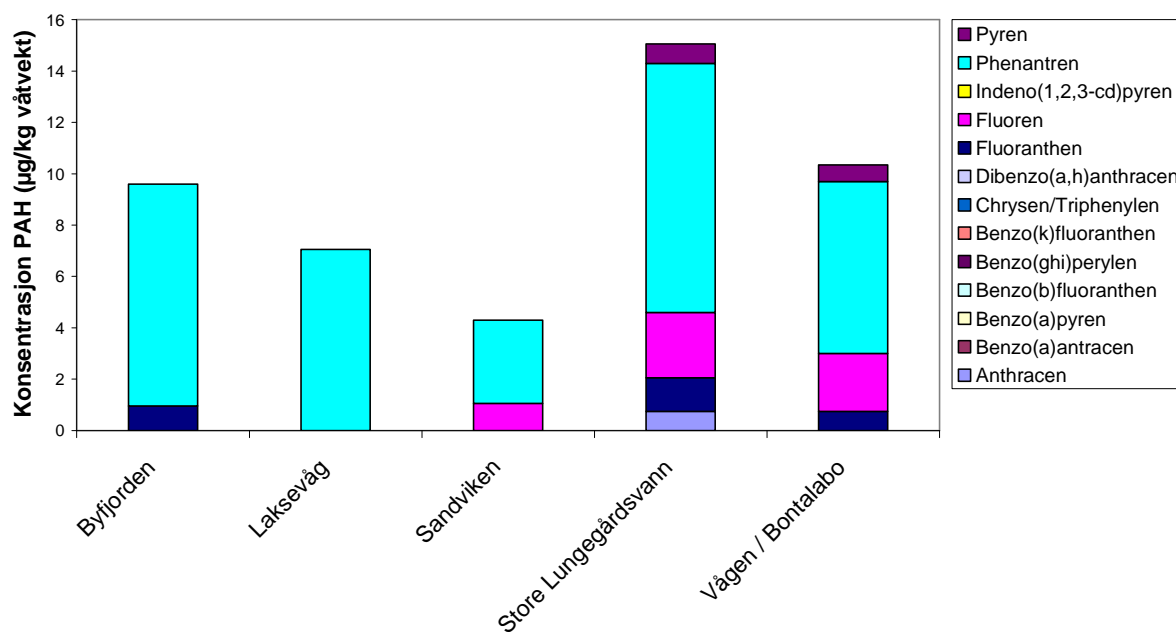
Art	Torsk	Brosme	Lange	Ål	Krabbe	Blåskjell
Organ	Lever	Filet	Filet	Filet	Innmat	Hel
Antall prøver	8	2	2	10	11	6
Anthracen	<0,5-3	<0,5	<0,5	<0,5-1,0	<0,5-9,8	13 (1,0 - 36)
Benzo(a)antracen	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	2,3 (0,6-5,3)	<0,5 - 14
Benzo(a)pyren	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5-2,1	<0,5 - 6,9
Benzo(b)fluoranten	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5-1,8	<0,5 - 17
Benzo(ghi)perylene	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5-1,4	<0,5 - 5,7
Benzo(k)fluoranten	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5-2,8	<0,5 - 8,2
Chrysen/Trifenylen	<0,5-1,0	<0,5	<0,5	<0,5	3,3 (0,8-7,0)	<0,5 - 31
Dibenzo(a,h)antracen	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5 - 0,8
Fluoranten	<0,5-1,8	<0,5	<0,5	<0,5-1,7	<0,5-16	20 (1,2 - 48)
Fluoren	<0,5-7,4	<0,5	<0,5	<0,5-4,0	<0,5-5,6	34 (4,4 - 64)
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5-0,9	<0,5 - 4,1
Fenantren	6,6 (1,0-12)	<0,5	<0,5	7,1 (1,4-12)	<0,5-20	62 (5,9 - 150)
Pyren	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5-1,0	<0,5-18	29 (1,3 - 57)
Sum of alle positivt identifiserte PAH	9,6 (5,9-14)	<0,5	<0,5	8,9 (1,9-17)	32 (4,1-85)	190 (32 - 370)

PAH i torskelerver



Figur 18. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de ulike PAH-forbindelsene registrert over kvantifiseringsgrensen i lever av torsk (*Gadus morhua*) ved ulike lokaliteter i Bergen havn.

PAH i ål



Figur 19. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de ulike PAH-forbindelsene registrert over kvantifiseringsgrensen i muskel av ål (*Anguilla anguilla*) ved ulike lokaliteter i Bergen havn.

PAH i ål

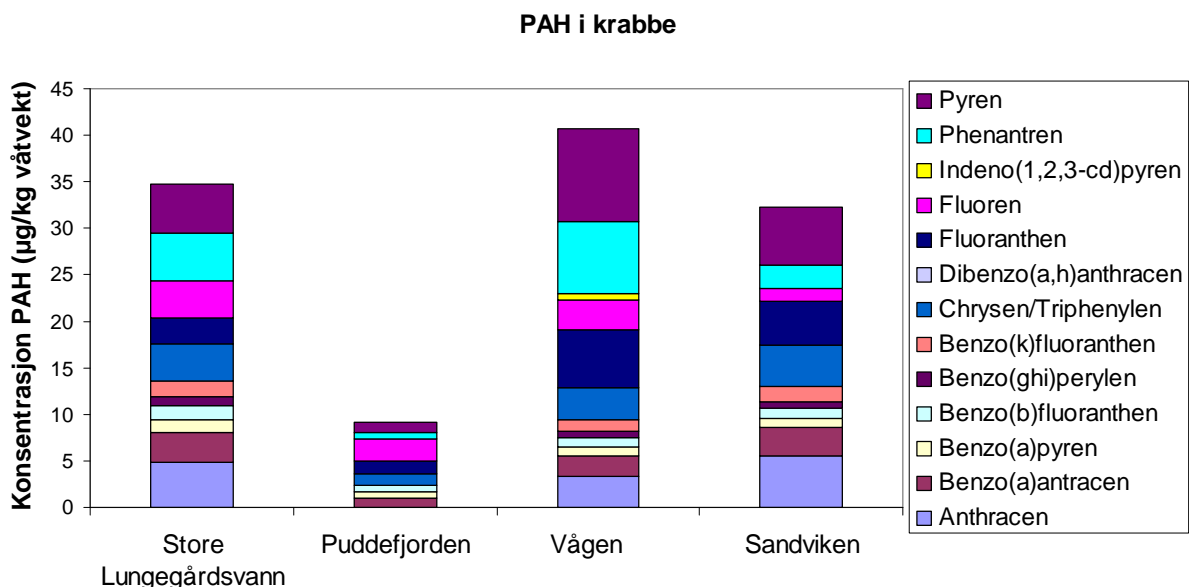
Konsentrasjonen av alle positivt identifiserte polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i ål var i gjennomsnitt 8,9 µg/kg våtvekt, med variasjon fra 1,9-17 µg/kg våtvekt (Tabell 8). Som for torskelever var fenantren den dominerende PAH-forbindelsen i ål, med gjennomsnittlig konsentrasjon på 7,1 µg/kg våtvekt. Konsentrasjonene av benzo(a)pyren, som er brukt som indikator for de karsinogene PAHene, var under kvantifiseringsgrensen i alle prøvene og dermed også godt under grenseverdiene.

Store Lungegårdsvann hadde den høyeste PAH-konsentrasjonen i ål, mens Sandviken hadde den laveste (Figur 19).

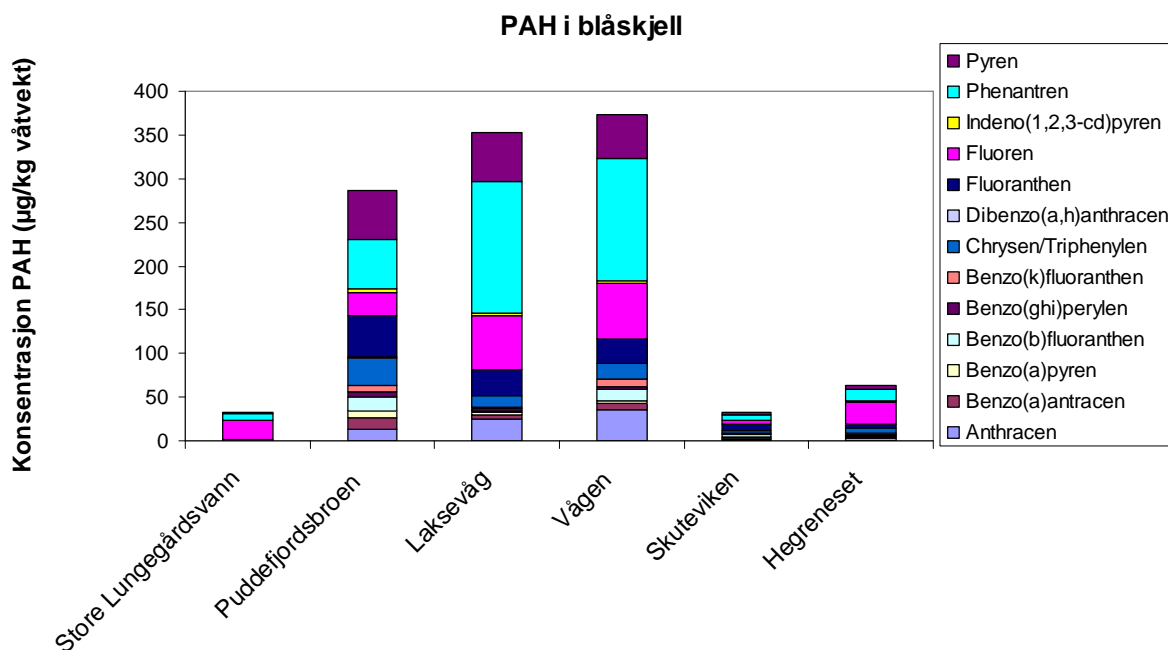
PAH i krabbe

Konsentrasjonen av alle positivt identifiserte polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i brunmat av krabbe fra Bergen havn var i gjennomsnitt 32 µg/kg våtvekt, med en variasjon fra 4,1 til 85 µg/kg våtvekt (Tabell 8). For krabbe var det en jevnere fordeling mellom mange ulike PAHer sammenlignet med de andre artene (Figur 20), men de høyeste maksimalverdiene ble funnet for fenantren, pyren og fluoranten, med henholdsvis 20, 18 og 16 µg/kg våtvekt (Tabell 8). Konsentrasjonene av benzo(a)pyren varierte fra under kvantifiseringsgrensen på 0,5 µg/kg våtvekt til 2,1 µg/kg våtvekt, og lå dermed godt under EUs grenseverdi for benzo(a)pyren i krepsdyr på 5 µg/kg våtvekt.

Det så ut til å være lavere konsentrasjoner av PAH i samleprøver av krabbe fra Puddefjorden enn i samleprøvene fra Store Lungegårdsvann, Vågen og Sandviken (figur 20).



Figur 20. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de ulike PAH-forbindelsene registrert over kvantifiseringsgrensen i brunmat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) ved ulike lokaliteter i Bergen havn.



Figur 21. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de ulike PAH-forbindelsene registrert over kvantifiseringsgrensen i blåskjell (*Mytilus edulis*) ved ulike lokaliteter i Bergen havn.

PAH i blåskjell

Konsentrasjonen av alle positivt identifiserte polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i bløte deler av blåskjell fra Bergen havn var i gjennomsnitt 190 µg/kg våtvekt, med en variasjon fra 32 til 370 µg/kg våtvekt (Tabell 8). Fenantren utgjorde den største andelen av PAH-innholdet, med en middelværdi på 62 µg/kg våtvekt, men pyren, fluoren, fluoranten og antracen utgjorde også en relativt høy andel (Tabell 8, Figur 21). Konsentrasjonen av benzo(a)pyren varierte fra under kvantifiseringsgrensen på 0,5 µg/kg våtvekt ved Store Lungegårdsvann til 6,9 µg/kg våtvekt ved Puddefjordsbroen (Figur 21). Grenseverdien for konsentrasjon av benzo(a)pyren i skjell er på 10 µg/kg våtvekt (VKM, 2008).

Ifølge SFT er lokaliteter med konsentrasjon av benzo(a)pyren i blåskjell under 1 µg/kg våtvekt ubetydelig forurenset, mens mellom 3 og 10 µg/kg våtvekt indikerer en markert forurenset lokalitet. Rett under Puddefjordsbroen er altså ut fra denne vurderingen en markert forurenset lokalitet mens de øvrige lokalitetene er ubetydelig til lite forurenset.

Oppsummering og konklusjon

I og med de økonomiske begrensingene som lå i prosjektet er det i samråd med oppdragsgivere kun gjort prøvetaking i de indre delene av Byfjorden, i Bergen havn nær Bergen sentrum. Det er i dette området det eventuelt kan være aktuelt å sette i verk tiltak for begrense ny forurensning, samt å vurdere tiltak for å stoppe eller avgrense forurensning gjennom utlekking fra sedimenter. Valg av arter til undersøkelsen var i stor grad risikobasert, det vil si at de valgte artene er spesielt utsatt for akkumulering av visse typer miljøgifter. Samtidig representerer de ulike typer levesett.

Noen typer av sjømat har en tendens til å akkumulere mye av visse typer miljøgifter, som oppsummert i tabell 9. Dersom man har en generell miljøgiftespredning rundt tett befolkede og generelt industrielle områder kan man ut fra dette spesielt undersøke visse sjømatarter for visse typer av miljøgifter. Det må nevnes spesielt at mange tidligere kostholdsråd har vært gitt på bakgrunn av høye nivåer av PCB og da som regel målt som PCB₇. EU har innført en rekke grenseverdier, også på sjømat for dioksiner og de 12 dioksinlignende PCB-kongenerne. Etter en vurdering har VKM (Vitenskapskomiteen for mattrygghet) kommet til at en ikke oppnår noe ved å sette egne grenseverdier for ikke-dioksinlignende PCBer, utover det en allerede oppnår med grenseverdier for de dioksinlignende PCBene.

Tabell 9. Oversikt over hvilke miljøgifter som oftest akkumuleres over grenseverdiene i ulike typer sjømat. EUs grenseverdier er gitt i kolonnen til høyre.

Sjømatstype	Miljøgift	EU-grense
Mager fisk (stor rovfisk)	Kvikksølv (Hg)	0,5 mg/kg (0,2 → kostholdsråd, gravide) (1,0 mg/kg)
Fet fisk (Ål-spesielt fet)	Dioksiner / Dioksiner + DL PCB	4 / 8 ng TEQ/kg (12 ng TEQ/kg)
Fiskelever	Alle organiske miljøgifter Dioksiner + DL PCB	25 ng TEQ/kg
Bivalve skalldyr	Kadmium Bly PAH	1,0 mg/kg 1,5 mg/kg 10 µg/kg - BaP
Krepsdyr: -Klo -Brunmat krabbe	Kvikksølv Alle miljøgifter	0,5 µg/kg Ingen grenseverdier -Bare kostholdsråd

Torskefilet

Funnene som viste en gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i torskefilet på nær 0,3 mg/kg våtvekt viser at en her har en overkonsentrasjon av kvikksølv og at en bør vurdere kostholdsrad for gravide og ammende. Det var de store fiskene fra Store Lungegårdsvann som dro opp gjennomsnittet, men også de andre stasjonene hadde konsentrasjoner til dels på eller over 0,2 mg/kg, som er grensen som benyttes når det vurderes kostholdsrad overfor gravide og ammende (Tabell 9).

Konklusjon: Det bør vurderes å innføre kostholdsrad for gravide og ammende.

Grunnlag: Kvikksølv over 0,2 mg/kg

Filet av dypvannsfisk - brosme og lange

Gjennomsnittlige konsentrasjoner av kvikksølv i filet av brosme og lange på henholdsvis 0,79 og 0,67 mg/kg våtvekt er så høyt at kostholdsrad må vurderes, og det er automatisk forbudt å omsette disse artene både brosme og lange har grenseverdi på 0,5 mg Hg/kg våtvekt for omsetning. Det må her bemerkes at dette var relativt stor fisk og videre undersøkelser kan vise om mindre fisk av disse artene kan være akseptable sjømatprodukter for deler av befolkningen.

Konklusjon: Nivåene av kvikksølv i brosme og lange fra Byfjorden er slik at det er omsetningsforbud for disse. Det bør også vurderes å innføre kostholdsrad for brosme og lange.

Grunnlag: Kvikksølv over 0,5 mg/kg

Torskelever

Torsk kan lett akkumulere en rekke av både uorganiske og organiske miljøgifter i leveren. Den er spesielt utsatt for å kunne ta opp PCBer, og verdiene som ble funnet i dette arbeidet bekrefter dette, med en gjennomsnittlig konsentrasjon av dioksinlignende PCB i torskelever på 450 pg TEQ/g våtvekt. Dette medfører forbud mot omsetning. Vi forventer at det er den nye foreslåtte grenseverdien for dioksiner og dioksinlignende PCB i fiskelever på 25 pg TEQ/g som vil være avgrensende på bruk av fiskelever. Gjeldende kostholdsrad med hensyn til konsum av torskelever i Bergen havn bør altså gjelde fortsatt.

Konklusjon: Gjeldende kostholdsrad for torskelever bør opprettholdes og det er automatisk forbudt å omsette torskelever fra området.

Grunnlag: Dioksinlignende PCB over 25 pg TEQ/g.

Ål

Det ble funnet høye verdier av dioksiner og dioksinlignende PCB i ål, med gjennomsnitt på 22 pg TEQ/g våtvekt, og bare ål ute fra selve Byfjorden var under den spesielle EU-grensen for dioksiner pluss dioksinlignende PCB i ål på 12 pg TEQ/g. Ålen fra de fire stasjonene var betydelig over denne grensen og det ser ikke ut til at kostholdsradet på ål kan oppheves. Det er også forbud mot å omsette ålen fra 4 av 5 stasjoner.

Konklusjon: Gjeldende kostholdsrad for ål bør opprettholdes

Grunnlag: Dioksiner og dioksinlignende PCB over 12 pg TEQ/g.

Krabbe

Brunmat i krabbe kan akkumulere mye av både tungmetaller og organiske miljøgifter (Tabell 9). I denne undersøkelsen hadde krabbe fra Byfjorden ikke akkumulert spesielt mye metaller. Den noe høye konsentrasjonen av kadmium på gjennomsnittlig 2,5 mg/kg våtvekt er typisk for brunmat i krabbe, og siden dette er en matvare som spises relativt sjelden er den unntatt fra grenseverdiregimet.

For organiske miljøgifter ser vi at krabbe akkumulerte mye dioksinlignende PCB så vel som mye dioksiner, med en gjennomsnittlig TEQ på 32 pg/g. Selv om brunmat i krabbe er unntatt fra grenseverdier for dioksiner og dioksinlignende PCB er disse konsentrasjonene såpass høye at man må vurdere kostholdsrad også på brunmat i krabbe.

Konklusjon: Det bør vurderes kostholdsrad for brunmat av krabbe

Grunnlag: Høye konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB

Blåskjell

Av metallene har det tidligere i Bergensområdet spesielt vært bly som har vært problematisk i blåskjell. I denne undersøkelsen var maksimalt innhold av bly i blåskjell 0,91 mg/kg våtvekt, som er godt under grenseverdien på 1,5 mg/kg våtvekt.

Blåskjell har heller ikke tatt opp store mengder organiske miljøgifter, med unntak av PAH, der benzo(a)pyren blir brukt som indikator for kreftfremkallende PAH-er. Det ble funnet opp til 6,9 µg/kg våtvekt benzo(a)pyren i blåskjell, men dette er under 10 µg/kg, som er grensen som VKM har satt for ubetydelig risiko ved inntak (VKM, 2008).

Konklusjon: Det er ikke grunnlag for kostholdsrad på blåskjell fra Bergen havn.

Geografisk avgrensning

Med de økonomiske rammene som var i prosjektet måtte man avgrense seg til få prøvetakingsstasjoner i det store området rundt Bergen som er omfattet av nåværende kostholdsrad. Det ble prioritert å undersøke sjøområdene nærmest Bergen sentrum ut fra at det kunne bli aktuelt med tiltak i disse områdene.

Vi ser at ut fra det foreliggende datamaterialet som viste flere problematiske nivåer, særlig av kvikksølv og dioksinlignende PCB, blir det ikke mulig med så få stasjoner å kunne avgrense de områder der det sannsynligvis vil bli gitt eller opprettholdt kostholdsrad.

En bør derfor fortsette disse undersøkelsene med videre prøvetakinger ut mot ytterpunkter i området. Men det er ikke slik at innholdet av miljøgifter avtar jevnt utover fra Bergen sentrum, ettersom det finnes kjente punktkilder til PCB-forurensning (PCB₇ og dl PCB) også utenfor bykjernen, spesielt Kollevågen og Florvågen på Askøy samt Håkonsvern.

Referanser

- Airas, S., Duinker, A., Julshamn, K. 2004. Copper, zinc, arsenic, cadmium, mercury, and lead in blue mussels (*Mytilus edulis*) in the Bergen Harbour Area, Western Norway. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 73:276-284
- Andersen, V., Maage, A., Johannesen, P. 1996. Heavy metals in the blue mussels (*Mytilus edulis*) in the Bergen Harbour Area, Western Norway. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 57:589-596
- Bøe, B., Olsen, G.S., Halsteinsen, T. 2001. Klorerte miljøgifter i ål fanget i Bergensområdet. Rapport Fiskeridirektoratets ernæringsinstitutt (NIFES), 14 s.
- Green, N., Bjerknes, V., Klungsøyr, J., Vilhelmsen, S. 1992. Undersøkelse av PCB i det marine miljø utenfor ubåtbunker ved Nordrevåg, Bergen. Fase 1 - innledende observasjoner. Norsk institutt for vannforskning; 29 s.
- Julshamn, K., Måge, A., Norli Skaar, H., Grobecker, K., Jorheim, L., Fecher, P. 2007. Determination of arsenic, cadmium, mercury, and lead by inductively coupled plasma/mass spectrometry in foods after pressure digestion: NMKL Interlaboratory Study. J AOAC Int 90:844-456
- Julshamn, K., Duinker, A., Frantzen, S., Måge, A. 2007. Tilsynsprogrammet for skjell som høstes og omsettes kommersielt - Fremmedstoffer (tungmetaller og organiske miljøgifter i skjell og tungmetaller i snegler og krabber). Mattilsynet årsrapport 2006. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning; 40 s.
- Knutzen, J., Biseth, A. 1994. Undersøkelse av non-ortho polyklorerte bifenyler og polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner i organismer og sedimenter fra omegnen av marinebasen ved Haakonsvern 1993. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 45 s.
- Knutzen, J., Skei, J., Johnsen, T., Hylland, K., Klungsøyr, J., Schlabach, M. 1994. Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tilliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994. Norsk institutt for vannforskning; 163 s.
- Madsen K., Tveit I., Walde A. 2001. PCB i sjømat fra Byfjorden og nærliggende fjordområder. Næringsmiddeltilsyn og Miljørettet helsevern, Bergen, 18 s.
- Myhre, L.P. 1998. Biomarkører i ål (*Anguilla anguilla* L.). Miljøgifteksponering i laboratorieforsøk og feltundersøkelser i fjordsystemet rundt Bergen. Cand.Scient.-oppgave, Universitetet i Bergen; 107 s.
- Måge, A. Vågenes, L., Frantzen, S., Julshamn, K. 2007. Kvikksølvinnhold i fisk og sjømat ved søkkt ubåt (U864) vest av Fedje. Nye analysar 2007 - Samanlikning med data frå perioden 2004 til 2006. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning; 17 s.
- Skei, J., Knutzen, J., Klungsøyr, J. 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. Norsk institutt for vannforskning; 88 s.
- VKM, 2006. Risikovurdering av kvikksølv i torskefilet. Uttalelse fra Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden, Vitenskapskomiteen for Mattrygghet, 6 s.
- VKM, 2008. Risk assessment of non dioxin-like PCBs in Norwegian food. Uttalelse fra Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden, Vitenskapskomiteen for Mattrygghet, 21 s.
- Økland, T.E. 2005. Kostholdsrad i norske havner og fjorder. Mattilsynet, VKM, SFT; Bergfald & Co. 268 s.